



**UNIVERSITÉ
DE LORRAINE**

**BIBLIOTHÈQUES
UNIVERSITAIRES**

AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact bibliothèque : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr
(Cette adresse ne permet pas de contacter les auteurs)

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>



UNIVERSITÉ
DE LORRAINE

SIReNa



INRAE



THÈSE

Présentée et soutenue publiquement pour l'obtention du titre de

Docteur de l'Université de Lorraine

Mention : Sciences agronomiques

par **Emma SOULÉ**

Sous la direction de Christian BOCKSTALLER, Nadia MICHEL et Philippe MICHONNEAU.

Évaluer la durabilité des exploitations agricoles d'un territoire à l'aide d'une méthode multicritère : intégration des impacts environnementaux et des services écosystémiques

25 octobre 2022

Membres du jury :

Directeur de thèse :	Christian BOCKSTALLER	HDR, Ingénieur de recherche, UMR LAE, Colmar
Membres invités :	Nadia MICHEL	Maître de conférences, UMR LAE, Nancy
	Philippe MICHONNEAU	Responsable agronomie, SCARA, Arcis-sur-Aube
Rapporteurs :	Guillaume MARTIN	Directeur de recherche, UMR AGIR, Toulouse
	Aude VIALATTE	Directrice de recherche, Dynafor, Toulouse
Examineurs :	Christophe DAVID	Directeur, ISARA, Lyon
	Matthieu CAROF	Maître de conférences, UMR SAS, Rennes
Présidente du jury	Muriel VALANTIN-MORISON	Directrice de recherche, Unité Agronomie, Grignon

PUBLICATIONS

ARTICLES À COMITÉ DE LECTURE

Soulé, E., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., 2021. Environmental sustainability assessment in agricultural systems: A conceptual and methodological review. *J. Clean. Prod.* 325. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129291>

Soulé, E., Hawes, C., Young, Y., Henckel, L., Michel, N., Michonneau, P., Bockstaller, C., *under revisions at Ecological indicators*. A predictive indicator assessing effect of cropping system and surrounding landscape on biodiversity.

Soulé, E., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., *submitted to Journal of cleaner production*. A new method to assess sustainability of agricultural systems by integrating ecosystem services and environmental impacts.

Pierlot, F., Marks-Perreau, J., Soulé, E., Bedos, C., Keichinger, O., Prevost, L., Van Dijk, P., Bockstaller, C., *submitted to Science of the Total Environment*. An indicator to assess risks on water and air of pesticide spraying in crop fields.

AUTRE PUBLICATION

Prevost, L., Chretien, E., Pierlot, F., Soulé, E., Bedos, C., Prevost, L., Chretien, E., Pierlot, F., Soulé, E., Bockstaller, C., 2022. Comprendre le devenir des phytos dans l'atmosphère. *Phytoma*.

CONFÉRENCES À COMITÉ DE LECTURE

Soulé, E., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., 2021. Assessing environmental sustainability of farming systems: an overview of themes. *Présentation prévue pour le 7^e International Symposium for Farming System Design*, Tunis. (Annulé à cause de la pandémie mondiale).

Soulé, E., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., 2021. Assessing sustainability of farming systems with a new method integrating ecosystem services indicators. *Présentée à la conférence Landscape 2021*, Berlin.

Soulé, E., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., 2022. Un nouveau cadre conceptuel pour évaluer la durabilité environnementale en milieu agricole. *Présentée au séminaire annuel de l'école doctorale SIRENA*, Nancy.

Soulé, E., Charbonnier R., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., 2022. Évaluer la durabilité environnementale d'exploitations agricoles en zones céréalières. *Présentation prévue en novembre 2022 au congrès Phloème*, Paris.

Rapport de stage encadré durant la thèse

Charbonnier, R., Mawois, M., Bockstaller, C., Soulé, E., 2021. Évaluation multicritère de la durabilité environnementale de grandes cultures en Champagne crayeuse (Mémoire de fin d'études d'école ingénieur).

ARTICLE DE PRESSE NATIONALE

Pailloux, E., 2022. Inrae et scara, une thèse pour mieux saisir les impacts environnementaux des pratiques. *Référence agro*.

INTERVENTIONS POUR DES STRUCTURE PRIVÉES OU PUBLIQUES

- Présentation de la méthode MASC et de la méthode de la thèse SCARA - Réunion comité technique Blé CRC-HVE, le 17 mai 2022.
- Présentation des résultats de la thèse - Réunion comité technique Blé CRC-HVE, le 14 juin 2022.
- Présentation de l'indicateur I-BIO - Club Climat agriculture, le 16 juin 2022.
- Présentation de l'indicateur I-BIO - GT Agata (Association Noé), le 23 juin 2022.
- Présentation des indicateurs de la méthode - Réunion avec le comité de pilotage agroécologie du Ministère de l'Agriculture, *prévue pour cet automne*.

REMERCIEMENTS

« Rien de durable ne se fonde sur la force »

Cette thèse a été pour moi une expérience professionnelle et personnelle très enrichissante et épanouissante grâce à de nombreuses personnes que je souhaite ici remercier.

Je commencerai par remercier très chaleureusement mes trois super encadrants : Christian, Philippe et Nadia qui m'ont donné l'opportunité de réaliser cette thèse en m'accordant leur confiance. Merci pour votre bienveillance et votre gentillesse ! Merci à Christian pour ta disponibilité, tes conseils et nos sessions de travail ensemble, nombreuses même lors du premier confinement. Merci à Philippe pour ta bonne humeur, tes conseils très pointus et les points d'actualité agricole à chacune de nos réunions. Merci à Nadia pour ta positivité sans faille malgré tes pépins de santé, pour tes remarques toujours pertinentes pour m'aider à lever le nez du guidon et pour tes encouragements malgré la distance !

Je tiens ensuite à remercier mon comité de suivi : Clotilde Rouillon, Frédérique Angevin, Nicolas Munier-Jolain, Philippe Jeanneret et Olivier Therond pour leur bienveillance, leurs conseils et remarques pertinentes ainsi que leurs encouragements tout au long de cette thèse.

Je remercie également les membres de mon jury : Mathieu Carof, Christophe David, Guillaume Martin, Muriel Valantin-Morison et Aude Vialatte pour leurs intérêts pour mes travaux de thèse et pour avoir accepté de faire partie de mon jury.

J'ai à cœur également de remercier toutes les personnes que j'ai sollicité plus ou moins intensément pendant mes travaux de thèse et qui ont grandement participé à la progression de ces travaux.

Tout d'abord, a big thanks à Cathy et Mark pour leur accueil à Dundee et la belle collaboration scientifique qui a démarré malgré des conditions sanitaires compliquées.

Merci à Enzo Armaroli, Victor Dupuy, Daniel Cluzeau, Laura Henckel pour les jeux de données et l'aide pour la compréhension des analyses des données.

Merci à Éric Ceschia et Morgan Ferlicoq pour leur gentillesse, leur temps et leurs précieux conseils pour se familiariser avec le passionnant mais complexe sujet qu'est l'albédo, sans oublier Gaél Pique pour le calculateur Excel.

Je remercie aussi Jacques-Éric Bergez pour l'aide avec les statistiques.

Merci aux collègues de la SCARA, et notamment Charlotte, Céline, Cécile, Émilie, Mathis, qui m'ont toujours réservé un accueil chaleureux malgré mes très (trop) rares venues au siège de la SCARA. Un merci tout particulier à Laura qui a tout au long de ma thèse était très réactive pour répondre à mes questions et mes demandes multiples.

Merci aux collègues de Nancy avec qui j'ai eu des moments d'échange très sympathiques malgré la distance et un clin d'œil particulier à Hélène pour son aide précieuse dans la caractérisation paysagère de mon échantillon et à la team JJC 2022 qui aura mené à bout son projet contre vent et concert de violon.

Un immense merci à mes collègues de Colmar ! Merci pour vos sourires et votre bonne humeur qui m'ont fait venir tous les jours au bureau avec enthousiasme. J'espère que je ne vous ai pas trop soulé avec mes histoires d'armagnac et de canard (mais c'est quand même la vie !). Je pense bien sûr à Chantal, Christophe, Nathalie, Marie, Julie, Olivier et à tous les post-docs, docs et stagiaires que j'ai croisé en 3 ans et demi. Éric pour les critiques gastro au déjeuner et la bonne ambiance au bureau, Floriane pour ton écoute et les bonbons locaux, Gaëlle pour les propositions de sorties culturelles, Hélène pour les pauses cemantix, Laurène pour les randos et les nombreuses spécialités régionales, Manon pour amener des paillettes dans le couloir, Marine pour nos discussions ornitho (mais pas que), Nicolas pour ma première balade en Alsace, Priscilla pour tes conseils pour la rédaction du manuscrit, Renaud pour les conseils potager, Rui pour les chouettes soirées à Wintz et pour tes blagues !

Merci encore à Laurène ma référente SYSTERRE et chère amie qui a été là dès mes premiers pas en Alsace et m'a toujours conseillée et soutenue.

Sans oublier mais chers colocs ! Merci à Richard, Léa et Anne Laure qui ont grandement participé à mon acclimatation dans cette région lointaine et froide qu'était pour moi l'Alsace, avec des soirées film du dimanche (dont la séquence inoubliable du jet ski !), les soirées de Noël et les barbecues avec Bosco à l'affût d'un bout de viande. Un merci particulier à Anne Laure qui a accepté de repartir pour un second épisode de colocation avec moi et qui a toujours été présente pour moi tout au long de ces 3 ans.

Merci à mes amis d'Alsace, Pauline, Lui, Ivana, Milos, Micka, Amaury, Dom, Wilfried, Daphné, Brian, Pauline, Sophie, pour les nombreuses sorties, les randos, les repas, les soirées qui ont rythmé à merveille ma thèse et qui ont su me sortir de mon écran d'ordi.

Je remercie aussi mes amis de plus longue date : Lisa, Margaux, Cécile, Mathilde, Marine, Émeline, Lucie, Manon, Arthur et les copains de Chizé (les Matthias, Camille, Marion, Sydney, Cécilia, Marine, Nathan, Marie, Jazel, Soline).

Je remercie enfin ma famille, et particulièrement mes cousins/cousines et mon parrain, pour leur intérêt et soutien pendant ma thèse et ma période de rédaction.

Un immense merci à ma grand-mère, Thérèse, qui m'a accueillie pendant ma rédaction de thèse et a rendu cette période très douce !

Un grand merci à mes parents qui ont toujours été là pour moi et notamment à ma mère qui a guidé mes pas vers l'agronomie et m'a donné l'amour de la nature. Un merci aussi grand que la Voie lactée à ma sœur et à mon frère, j'ai de la chance de vous avoir ! Enfin, je tiens à remercier Christian pour ses conseils, son soutien et les belles parenthèses bretonnes qui ont ponctué cette thèse.

Table des matières

Préambule	xviii
Introduction générale	1
1. Évolution de l'agriculture et politiques internationales	1
2. Impact environnemental et service écosystémique	2
3. Les formes de l'agriculture durable	4
4. L'évaluation de la durabilité	6
5. Problématique, objectifs et stratégie de thèse	7
Matériel et méthodes.....	11
1. Cas d'étude.....	11
1.1 La Société Coopérative Agricole de la Région d'Arcis (SCARA).....	11
1.2 Territoire et exploitations étudiées.....	12
2. Dispositif de collecte de données	15
Chapitre 1 : L'évaluation de la durabilité environnementale dans les systèmes agricoles : une revue conceptuelle et méthodologique.....	18
Résumé du chapitre 1 : État de l'art des méthodes évaluant la durabilité environnementale en milieu agricole : concepts et méthodologie.....	19
1. Introduction	21
2. Materials and methods	23
3. Results.....	27
4. Discussion.....	35
5. Conclusion.....	42
Chapitre 2 : Construction d'une nouvelle méthode d'évaluation de la durabilité environnementale des systèmes agricoles.	44
Résumé du chapitre 2 : Construction d'une nouvelle méthode d'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles.	45
1. Cadre conceptuel de la méthode d'évaluation.....	47
1.1 Cadre théorique	47
1.2 Présentation du cadre conceptuel	49
2. Évaluation conjointe des services écosystémiques et des impacts environnementaux	56
3. Présentation des indicateurs	58
3.1. Indicateurs de services écosystémiques.....	58
3.2. Indicateurs d'impacts environnementaux.....	61
3.3. Indicateurs de cause	63

3.4 Indicateurs socio-économiques	64
3.5 Indicateurs nouvellement développés	65
Chapitre 3 : Caractérisation des exploitations agricoles via l'évaluation conjointe impacts/services	93
Résumé du chapitre 3 : Une nouvelle méthode pour évaluer la durabilité des systèmes agricoles en intégrant les services écosystémiques et les impacts environnementaux.	94
Partie A. Une nouvelle méthode pour évaluer la durabilité des systèmes agricoles en intégrant les services écosystémiques et les impacts environnementaux.....	96
1. Introduction	97
2. Materials and methods	99
3. Results.....	104
4. Discussion.....	112
5. Conclusion.....	115
Parte B. Influence des cahiers des charges sur les performances des exploitations agricoles : focus sur l'agriculture biologique et le référentiel HVE.....	117
1. Introduction.....	117
2. Matériel et méthode.....	119
3. Résultats	120
4. Discussion	128
Discussion générale.....	131
1. Apports et originalité du travail	131
1.1. Une méthode de plus au foisonnement ?.....	131
1.2. Un état de l'art très approfondi et d'une ampleur inédite.....	131
1.3. Un cadre théorique nouveau positionnant impacts et services écosystémiques.....	132
1.4. Une nouvelle méthode d'évaluation	132
1.5. Résultats.....	134
2. Aspects méthodologiques : présentation des innovations, des manques/biais et des perspectives d'amélioration.....	135
2.1. Échelle spatiale	135
2.2. Échelle temporelle : vers une approche dynamique.....	135
2.3. Choix d'échantillonnage	136
2.4. Choix et construction des indicateurs.....	137
2.5. Prise en compte des dimensions économiques et sociales.....	138
2.6. La suite ? Et si on voulait agréger.	139
3. Application et utilisation des résultats	139

Conclusion générale et perspectives	140
Bibliographie	143
Annexes.....	174

Liste des figures

Figure 1 : Stratégie de recherche et organisation de la thèse. MERO_v2, PP et Albédo sont les indicateurs sur les thématiques environnementales suivantes : la maîtrise de l'érosion, les pertes en phosphore et l'effet albédo.....	10
Figure 2 : Répartition des quatre principales cultures collectées à la SCARA pour les 3 dernières campagnes (SCARA, 2021).....	11
Figure 3 : Évolution de la commercialisation des produits céréaliers de la SCARA (SCARA 2021).	12
Figure 4 : Diagramme climatique de la zone d'étude : précipitations moyennes mensuelles et moyennes de températures journalières par mois (SCARA 2021).....	13
Figure 5 : Localisation des 250 parcelles appartenant aux 33 exploitations agricoles sélectionnées sur la zone de collecte de la SCARA (départements de l'Aube et de la Marne).	15
Figure 6 : Flowchart of the methodological path followed, including references to supplementary materials.	24
Figure 7 : Percentage of articles (n=262) according to the main purpose of the methods.	28
Figure 8 : Percentage of articles (n=262) according to A) method orientation and B) criteria organization. SFR: structure function response framework, see Wang et al. (2009); DPSIR: driving-force pressure state impact response; PSR: pressure state response (Niemeijer and de Groot, 2008).	29
Figure 9 : Percentage of articles (n=262) according to A) indicator typology (see Bockstaller et al., 2015), B) indicator setting, C) nature of the reference for indicators, and D) type of aggregation methods identified. NC: Not concerned; AHP: analytic hierarchy process, see Egea and Pérez y Pérez (2016); DEA: data envelopment analysis, see Ullah and Perret (2014); MAUT: multi-attribute utility theory, see Van Cauwenbergh et al. (2007).	31
Figure 10 : Percentage of articles (n=262) according to A) the degree of use of the LCA methodology, and B) spatial resolution and extent chosen by the method.	32
Figure 11 : Illustration of hierarchical ascendant classification analysis characterizing the methods according to main (in grey) and specific (in colour) characteristics. Pale-coloured specific characteristics are not specific predominant characteristics but are important enough to be represented. For the purposes, "Provide" refers to provide knowledge, "Raise" to raise awareness and "Select" to select, classify and rank options.	33
Figure 12 : Evolution of the inclusion of four main themes in the methods since 1998 (sliding average over four years).	34
Figure 13 : Cadre théorique de la méthode d'évaluation de la durabilité environnementale en milieu agricole. Les numéros de 1 à 7 guident la lecture du schéma. Par souci de clarté et de lisibilité, la flèche reliant les SE culturels aux autres activités n'a pas été représentée.	49
Figure 14 : Cadre analytique de l'évaluation conjointe des impacts environnementaux et des services écosystémiques.....	57
Figure 15 : Carte du risque d'érosion en France (Gis Sol).....	65
Figure 16 : Schéma résumant la construction de l'indicateur MERO_v2. Les pourcentages correspondent à la pondération attribuée à chaque variable.	67
Figure 17: Composantes prise en compte pour le calcul de l'effet climatique net simplifié.....	68
Figure 18 : Schéma résumant la construction de l'indicateur Albédo.	70

Figure 19 : Schéma résumant la construction de l'indicateur Pertes en phosphore. Les pourcentages correspondent à la pondération attribuée à chaque variable.....	72
Figure 20 : Tree of I-BIO: a tool assessing the farming practices impacts on the overall biodiversity at field level.	79
Figure 21 : Illustration of the I-BIO classes distribution with the EOSF (n=42 fields) and the ENI (n=60 fields) datasets for the overall biodiversity and the different taxonomic groups. Sidebars correspond to the scenario outputs.....	83
Figure 22 : Illustration of the I-BIO indicator outputs with the East of Scotland and ENI datasets (respectively on the left and right) and the input variables.....	84
Figure 23 : Bar charts representing the distribution of the results of 5000 Monte Carlo simulations of I-BIO for the "Overall Biodiversity" and the four taxonomic groups (microorganisms, vegetation, invertebrates and vertebrates). The X-axis represents the classes of the studied variable (1 Very low, 2 Low, 3 Medium, 4 High, 5 Very high) and Y-axis gives the relative frequency of occurrence of the class (i.e. within the 5000 simulations).....	85
Figure 24 : Comparison of I-BIO outputs for the microorganisms branch with observed data of microorganisms biomass for the Noé dataset (n=10).	86
Figure 25 : Comparison of I-BIO outputs for monocotyledon abundance and dicotyledon abundance (number of individuals) with observed data: a) EOSF data (n=42), b) ENI data, the sub-list encompassed the hundred most abundant species (n=60). For the sake of readability, we removed two very high points for the EOSF data: the first one at 3284 for the Monocotyledon abundance and the second one at 3972 for the Dicotyledon abundance.....	87
Figure 26 : Comparison of I-BIO outputs for weed richness with observed data: a) EOSF data all the species (n=42), b) ENI data only the most abundant hemerophobic species (n=60).	87
Figure 27 : Comparison of I-BIO outputs for invertebrates branch with corresponding observed data a) the soil invertebrates branch with earthworm abundances for ENI data (n= 24) and b) the flying invertebrates branch with coleoptera abundance for ENI data (n= 60).	88
Figure 28 : Comparison of I-BIO outputs for the flying invertebrates branch with observed data for the Noé dataset (n=16): a) Butterfly abundance, b) Butterfly richness.	88
Figure 29 : Comparison of I-BIO outputs for the vertebrates branch with observed data of farmland birds: a) Noé dataset (n=16) and b) ENI dataset (n=60).....	89
Figure 30 : Conceptual illustration of the joint assessment of environmental impacts and ecosystem services.	103
Figure 31 : Boxplots of indicator values within the ranges of a) 0 and 1, b) 1 and 10, c) –50 and 200, d) 0 and 3500 and e) 0 and 200,000. For simplicity's sake and in order to properly represent the variation in energy pressure, this indicator has been added to the energy production graph. The energy pressure varies between 0 and 25,000 and the energy production between 75,000 and 200,000. The indicator units are as follows: kg/ha for Nmin, Pmin, GNB, P balance, NO ₃ , NH ₃ and N ₂ O; h/ha for working time; kg CO ₂ -eq/ha for GHG; €/ha for mechanization costs, production costs and gross margin; and MJ/ha for energy pressure and energy production.	106
Figure 32 : Joint assessment of six main environmental themes: a) Nitrogen inputs; b) Nitrate losses; c) Weed control; d) Pesticide losses; e) Soil erosion and f) Global climate regulation. The dots represent each farm situation. The red lines correspond to the centre range value. This centre value is relative to the case study. The coloured zones refer to the different win/lose situations	

(see Fig. 30): green for win-win, red for lose-lose, light grey for win-lose and dark grey for lose-win.	108
Figure 33 : Correlation matrix of all the indicators calculated at farm level. Blue dots are positively correlated and red dots are negatively correlated. Dot size is proportional to the level of correlation. All correlations shown in this figure are significative (p-value < 0.05).	109
Figure 34 : Characterization of the clusters given by the hierarchical ascendant classification (HAC) for the 33 farms. Indicators within each cluster are considered as discriminant by the HAC. The farm characteristics column specifies only variables that significantly discriminated farms. Percentages in brackets correspond to the difference in the percent of the cluster mean to the sample mean. The indicators in green have a positive effect on agroecosystem sustainability, while those in red have a negative effect.	111
Figure 35 : Classification of the 33 farms with 10 indicators following the positive deviance analysis with the Pareto-optimal front. The colour gradient thematizes the indicator value according to its position.	112
Figure 36: Chronologie des initiatives de normes de durabilité (Daviron and Vagneron, 2011). .	117
Figure 37 : Comparaison des indicateurs relatif à la biodiversité pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) Indicateur I-BIO : les valeurs qualitatives (obtenues par parcelle) ont été transformées en valeurs quantitatives afin de calculer la moyenne d'I-BIO par exploitation. Si la valeur d'I-BIO est faible, l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité est élevé et si la valeur d'I-BIO est élevé, l'impact est faible, et b) Indicateur de SE de l'habitat associé aux cultures (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.	120
Figure 38 : Comparaison des indicateurs relatif à la stratégie phytosanitaire pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) IFT herbicide, b) IFT hors herbicide, c) IFT total, d) Indicateur de risque de contamination des eaux souterraines par les produits phytosanitaires, e) Indicateur de risque de contamination des eaux de surface par ruissellement des produits phytosanitaires, f) Indicateur de risque de contamination de l'air via la volatilisation des produits phytosanitaires, g) Indicateur du SE de régulation des adventices, h) Indicateur du SE de régulation des maladies et i) Indicateur du SE de régulation des ravageurs (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.	122
Figure 39 : Comparaison des indicateurs relatif à la gestion de la fertilisation pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) Quantité d'azote minéral, b) Balance globale azotée, c) Quantité de phosphore minéral, d) Bilan en phosphore et e) Indicateur de SE de la fourniture en azote minéral (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.	123
Figure 40 : Comparaison des indicateurs relatif aux pertes azotées pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) Quantité de nitrate, b) Quantité d'ammoniac, c) Quantité de protoxyde d'azote et d) Indicateur du SE de régulation des pertes en nitrate (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.	124
Figure 41 : Comparaison <i>des indicateurs relatif à l'érosion et au ruissellement du sol pour les 3 groupes d'exploitations agricoles</i> : a) Maîtrise de l'état structurale du sol, b) Maîtrise de l'érosion, c) Indicateur du SE de structuration du sol et d) Indicateur du SE de protection physique du sol	

(AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.	125
Figure 42 : Boîtes à moustache des indicateurs relatif à l'effet de serre pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) Quantité d'émissions de GES, b) Stockage de carbone, c) Albédo des couverts végétaux au niveau d'une parcelle et d) Bilan carbone (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.....	126
Figure 43 : Évaluation conjointe de 6 principaux thèmes environnementaux : a) Apport en azote ; b) Pertes en nitrate ; c) Contrôle des adventices ; d) Pertes en produit phytosanitaire ; e) Érosion du sol et f) Régulation du climat global. Les points représentent la situation de chaque exploitation pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : agriculture conventionnelle en noir, référentiel HVE en orange et agriculture biologique en bleu. Les lignes en rouge correspondent au milieu de la gamme de valeurs. Ce milieu est relatif à l'étude de cas. Les différentes zones font référence à la figure 14 avec la zone verte pour la situation gagnant-gagnant, la zone rouge pour la situation perdant-perdant, la zone gris clair pour la situation gagnant-perdant et la zone gris foncé pour la situation perdant-gagnant (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2).....	128

Liste des tableaux

Tableau 1 : Table résumant les caractéristiques des exploitations de l'échantillon.	14
Tableau 2 : Liste des indicateurs calculés par l'outil SYSTERRE®	16
Tableau 3 : List of elimination criteria	25
Tableau 4 : List of the selected descriptors and themes for the hierarchical ascendant classification.	27
Tableau 5 : Frequency in percentage of the ten main themes found in the reviewed articles.....	33
Tableau 6 : Hierarchical ascendant classification analysis of the themes based on four clusters with a description and the number of methods for each cluster.....	35
Tableau 7 : Contingency table of the Chi-Square test on method and theme clusters.....	35
Tableau 8 : Cadre conceptuel d'indicateurs de la méthode d'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles.....	50
Tableau 9 : Critères retenus pour les SE et mode de calcul (adapté de Keichinger et al. 2021)....	60
Tableau 10 : Mode de calcul des indicateurs d'impacts environnementaux non développés durant la thèse.....	63
Tableau 11 : Part of the adaptable utility function for the indicator "Regional intensification" with the relative weights of each basic indicators.....	81
Tableau 12 : Conceptual indicator framework of the method assessing sustainability of agricultural systems.....	101

Liste des abréviations

AB : Agriculture biologique

AC : Agriculture conventionnelle

AGC VV : Agri-Confiance® Volet Vert, correspond au niveau 2 de la certification environnementale des exploitations agricoles.

CdC : Cahier des Charges

CI : Culture Intermédiaire

CIPAN : Culture Intermédiaire Piège À Nitrate

GES : Gaz à Effet de Serre

HVE : Haute Valeur Environnementale, correspond au niveau 3 de la certification environnementale des exploitations agricoles.

IFT : Indice de Fréquence des Traitements

I-BIO : indicateur d'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité globale

I-N : indicateur d'impact des pertes azotées

INRAE : Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

I-Phy : indicateur d'impact des produits phytosanitaires

MASC : Multi-attribute assessment of the Sustainability of Cropping systems

MESS : indicateur sur la maîtrise de l'état structural du sol

MERO_v2 : indicateur sur la maîtrise de l'érosion

MO : Matière Organique

OAD : Outils d'Aide à la Décision

PAC : politique agricole commune

PP : indicateur sur les pertes en phosphore

SAU : Surface Agricole Utile

SCARA : Société Coopérative Agricole de la Région d'Arcis sur Aube

Solde N : Solde azoté

Préambule

Cette thèse Cifre est née de la rencontre entre Christian Bockstaller (Ingénieur de recherche / INRAE / Laboratoire Agronomie et Environnement) et Philippe Michonneau (Responsable Agronomie & Innovation / coopérative SCARA / Agronomie) lors d'un groupe de travail LU'Harmony en 2016. Lors de leurs échanges, ils se sont rendus compte que d'une part la coopérative SCARA (Société Coopérative Agricole de la Région d'Arcis) avait depuis une dizaine d'années des données sur les pratiques agricoles de ses adhérents de par la stratégie filière qui est portée au sein de la coopérative et d'autre part, Christian et l'équipe AGISEM du Laboratoire Agronomie et Environnement (LAE) travaillent depuis de nombreuses années sur les indicateurs d'impacts environnementaux.

Cette thèse financée par la SCARA, et mise en œuvre au LAE vise donc à créer des synergies entre les deux partenaires possédant d'une part des jeux de données et une propension à vouloir faire de l'évaluation et d'autre part une expertise sur la question des indicateurs.

La thèse a débuté le 5 août 2019 et a été encadrée par 3 personnes : Christian Bockstaller (directeur de thèse), expert en évaluation multicritère de la durabilité des systèmes agricoles et dans le développement d'indicateurs environnementaux ; Nadia Michel (Université de Lorraine/Enseignante chercheuse, co-directrice de thèse), experte en interactions Biodiversité-Systèmes de Culture-Paysages ; Approche multi-échelle et Systèmes d'Informations Géographiques et Philippe Michonneau (co-encadrant et responsable SCARA) : agronome de terrain, docteur en physiologie végétale.

Introduction générale

1. Évolution de l'agriculture et politiques internationales

L'agriculture a été profondément transformée après la seconde guerre mondiale en France et dans de nombreux pays (Hervieu and Purseigle, 2022). Jusqu'alors locale et vivrière, l'agriculture s'est intensifiée et mondialisée. Ceci a notamment été permis par d'importants progrès en mécanisation et par le développement et l'utilisation d'intrants chimiques et de synthèse tels que les engrais minéraux et les produits phytosanitaires. Le paysage agricole a également subi d'importantes modifications suite au remembrement des terres agricoles (Robinson and Sutherland, 2002). Ces changements ont répondu à l'objectif premier qui était de retrouver une souveraineté alimentaire suite aux années difficiles de la guerre (Hervieu and Purseigle, 2022). En effet, l'intensification de l'agriculture associée à d'importants progrès en sélection variétale ont permis d'augmenter considérablement les rendements des cultures (Tilman et al., 2002; Van Ittersum and Rabbinge, 1997). Ainsi, si on prend l'exemple du blé, les rendements ont été multipliés par 3 en 100 ans (Foley et al., 2011; Tilman et al., 2011).

Cette transformation importante de l'agriculture n'a toutefois pas été sans conséquence. En effet concernant le domaine économique, la mondialisation de l'agriculture s'est traduite par la mise en place de marchés mondiaux régulant le prix de certaines productions clés tel que le blé ce qui a entraîné une chute des prix et une dépendance des agriculteurs aux fluctuations du marché (Benton and Bailey, 2019; Gilbert and Morgan, 2010; Headey and Fan, 2008). Relatif au domaine social, la formidable augmentation de la productivité liée à cette intensification s'est accompagnée d'une multiplication des cas d'obésité liée à la transformation des produits alimentaires (Benton and Bailey, 2019). Par ailleurs, l'utilisation massive d'intrants de synthèse a des répercussions sur la santé de l'Homme. De fait, certaines substances actives composant les produits phytosanitaires sont classées CMR de catégorie 1A c'est-à-dire que ce sont des substances dont les effets Cancérogène, Mutagène et Reprotoxique sont avérés pour l'Homme (Jacquet et al., 2022). De même, les émissions d'ammoniac liées à l'intensification des élevages et de la fertilisation minérale sont sources de précurseurs de particules fines dont les effets nocifs sur les poumons sont prouvés (Giannadaki et al., 2018; Giannadali et al., 2017; Guo et al., 2018), bien que le potentiel oxydatif de celles-ci ne soit pas aussi élevé que celui des particules émises lors de la combustion du bois ou du frottement des pneus (Daellenbach et al., 2020). Enfin, si on regarde le domaine environnemental, l'agriculture est impliquée à divers degrés dans de nombreuses problématiques environnementales comme la perte de biodiversité, les pollutions de l'air, de l'eau et des sols, l'érosion des sols, la rupture des cycles du phosphore et de l'azote (Boatman et al., 2004; Gomiero et al., 2011; Leenhardt et al., 2022; Stanton et al., 2018).

Malgré plusieurs alertes d'organisations mondiales, la communauté internationale ne se penche sur ces questions environnementales qu'à partir des années 70, avec la fondation du Club de Rome en 1968. Le rapport « Meadows » rédigé en 1972 par trois scientifiques du MIT (Massachusetts Institute of Technology) fait suite aux accords de Rome. C'est la première fois que des scientifiques alertent sur un modèle économique basé sur une croissance infinie dans un monde fini. Dans la même année, l'Organisation des Nations Unies (ONU) s'engage davantage

en organisant la conférence de Stockholm qui place au rang international les questions écologiques et a pour objectif de coordonner ses actions environnementales et d'aider à la mise en œuvre de politiques environnementales. Le concept de développement durable proposé dans le rapport Brundtland, « Our common future », en 1987 est défini comme « un mode de développement qui répond aux besoins des générations présentes sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs ». La conférence de Rio en 1992 contribue fortement à le populariser et reconnaît l'interdépendance des facteurs économiques, sociaux et environnementaux, et la nécessité de les intégrer et de les équilibrer afin de maintenir la vie humaine sur la planète. C'est aussi lors de cette conférence que le besoin d'un changement dans nos modes de production et de consommation est évoqué. Enfin, l'ONU propose en 2015 dix-sept objectifs pour le développement durable. Parmi ces objectifs, l'agriculture est concernée directement par l'objectif 2 relatif à la promotion de l'agriculture durable et la sécurité alimentaire et par l'objectif 12 qui traite de l'établissement de modes de consommation et de production durables. Elle est indirectement concernée pour les objectifs concernant la lutte contre le changement climatique, la préservation de la vie terrestre et aquatique ainsi que la santé et le bien être des Hommes.

2. Impact environnemental et service écosystémique

Parallèlement à ces avancées internationales, on voit apparaître dans la communauté scientifique deux concepts : le concept d'impact environnemental et le concept de service écosystémique. Le concept d'impact, environnemental, économique ou social, est utilisé comme synonyme d'effet positif ou négatif dans un sens général. Il peut aussi être utilisé avec un sens plus restrictif. Dans le cadre de l'analyse de cycle de vie (ACV), l'impact concerne soit les effets entre l'émission et l'effet final sur la vie, les ressources humaines et écosystémiques (impact intermédiaire ou « mid-point » dans l'ACV), soit l'effet final sur la santé, les ressources humaines et écosystémiques (impact final ou « end-point » dans l'ACV) (Bare et al., 2006). Prenons l'exemple de l'érosion des sols. Le sol laissé nu en hiver ou au printemps lors d'épisodes pluvieux importants peut entraîner des coulées de boues (émissions) responsables de pertes en sol. Ceci entraîne une diminution de la profondeur du sol donc un changement de l'état de l'écosystème agricole avec pour conséquence une diminution de la réserve utile en eau ou du taux de matière organique (exposition du système) et une perte en éléments nutritifs qui se traduira par une perte en rendement et/ou à un recours à l'irrigation plus important et à la fertilisation minérale (effets intermédiaires). L'effet final est la diminution de la performance nourricière de l'écosystème agricole. Ainsi pour cet exemple, le premier niveau d'impact environnemental correspond à l'exposition de l'écosystème, si on se réfère à la chaîne causale, avec la perte en matière organique et la diminution de la réserve utile et le second niveau aux impacts intermédiaires avec le recours à l'irrigation. L'impact final concerne le domaine social avec la baisse de la performance nourricière. Dans le reste de la thèse, nous limiterons le terme d'impact aux impacts négatifs et, en l'utilisant dans son sens général comme synonyme d'effet sans précision sur son positionnement sur la chaîne causale.

La recherche sur les impacts environnementaux (IE) causés par l'agriculture intensive se développe fortement à partir des années 70, avec pour objectif de limiter les impacts à un niveau acceptable (Van Der Werf and Petit, 2002). Une importante littérature est alors produite sur ce

sujet d'abord sur les impacts environnementaux découlant de l'utilisation massive d'intrants de synthèse tels que les engrais minéraux et les produits phytosanitaires (Ryden et al., 1984; Van Der Wef and Zimmer, 1998; Wauchope, 1978) puis sur les impacts environnementaux liés à la dégradation de fonctions biologiques des écosystèmes agricoles comme l'érosion des sols, la perte en matière organique ou encore la disparition d'organismes bénéfiques pour les cultures (invertébrés prédateurs, parasitoïdes, pollinisateurs) (Kätterer and Andrén, 1999; Lewis and Bardon, 1998; Pimentel and Kounang, 1998). La communauté scientifique va plus loin sur l'implication de l'agriculture dans les impacts environnementaux en l'identifiant comme un facteur majeur dans le dépassement de plusieurs limites planétaires. Le concept de dépassement des limites (ou frontières) planétaires introduit en 2009 par Rockström et ses collaborateurs, et enrichi ensuite par Steffen et al. (2015), propose un cadre conceptuel basé sur 9 processus biophysiques ayant une grande influence sur le maintien du fonctionnement du système de la Terre tel qu'on le connaît aujourd'hui. Les limites définies correspondent aux niveaux de perturbations anthropiques en deçà desquels le risque de déstabilisation du système Terre est susceptible de rester faible garantissant ainsi un "espace opérationnel sûr" pour le développement sociétal mondial. Campbell et al. (2017) montrent que l'agriculture joue un rôle majeur dans le dépassement des limites pour l'intégrité de la biosphère, et les flux biogéochimiques N et P et pour celles en zone d'incertitude comme le changement d'usage des terres ou l'utilisation de l'eau douce. Pour le changement climatique, l'agriculture (couplée aux activités de forêts et aux autres usages des terres) représente 23 % des émissions de GES (IPCC, 2019). De même pour la limite planétaire relative à l'introduction d'entités nouvelles (nouvelles substances ou nouvelles formes de substances existantes qui peuvent avoir des effets géophysiques et/ou biologiques indésirables) récemment quantifiée, il semble que l'agriculture joue un rôle mineur par rapport à d'autres secteurs d'après les données de Persson et al. (2022).

Le concept de service écosystémique (SE) apparaît plus tard que le concept d'impact environnemental dans la sphère scientifique. Ce sont Costanza et al. (1997) et Daily (1997) qui l'introduisent à la fin du 20^e siècle pour justifier et appuyer la mise en place de politiques de conservation des écosystèmes en leur donnant une valeur économique. Ce concept prend de l'essor avec le Millenium Ecosystem Assessment (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Cette évaluation demandée par les Nations Unies au début des années 2000 a regroupé 1360 experts du monde entier afin d'évaluer les conséquences des changements écosystémiques sur le bien-être humain. Elle avait pour objectif d'établir les bases scientifiques pour mettre en œuvre les actions nécessaires à l'amélioration de la conservation et de l'utilisation durable des écosystèmes, ainsi que leur contribution au bien-être humain. Le concept est affiné par la suite pour définir les SE comme les processus biophysiques de l'écosystème dont l'Homme va tirer des bénéfices (Therond et al., 2017b; Haines-Young and Potschin-Young, 2018). Aussi, si l'Homme en question est un agriculteur, ce dernier en modifiant ses pratiques agricoles peut favoriser et stimuler les services écosystémiques afin d'en retirer un avantage. Pour le contrôle des ravageurs sur les cultures, l'agriculteur peut s'appuyer sur le service écosystémique de régulation des ravageurs réalisé par les auxiliaires de cultures et ainsi diminuer le recours aux produits phytosanitaires. La classification internationale commune des services écosystémiques (CICES) produite par l'Agence Européenne de l'Environnement a effectivement défini 3 types de services écosystémiques : les services d'approvisionnement, les services de régulations et les services culturels (version 5.1,

Haines-Young and Potschin, 2018). Le premier type correspond à tous les services d'approvisionnement que ce soient des nutriments, d'eau, de matériaux et d'énergie. Les services de régulation rassemblent l'ensemble des processus écologiques qui contribuent à réguler, dans un sens favorable à l'Homme, des phénomènes comme l'occurrence et l'ampleur des maladies, différents aspects du cycle de l'eau (ex. crues, qualité physico-chimique) ou le climat, et le transport des matières (ex. érosion). Enfin, les services culturels sont les services dont la société retire des avantages non matériels, esthétiques, récréatifs et spirituels.

Une importante production scientifique sur les SE existe aujourd'hui, que ce soit pour les milieux naturels ou anthropisés (Bennett et al., 2009; Palomo-Campesino et al., 2018) avec cependant une prédominance de travaux sur les écosystèmes naturels. Ainsi, le concept de SE n'est pas encore bien défini pour les écosystèmes anthropisés tels que les terres agricoles comme le montrent Barot et al. (2017) et Therond et al. (2017). En effet, la distinction entre effets liés aux processus écologiques et aux pratiques agricoles n'est pas claire. Ainsi pour le service d'approvisionnement basé sur la production agricole, il faut distinguer la part due aux processus écologiques (ex : minéralisation de l'azote organique) et la part due aux intrants apportés par l'homme. Dans le cadre proposé par Power (2010), la perte de biodiversité est définie comme un disservice, alors que cette perte est principalement due aux activités humaines et non aux processus écologiques. De même, Barot et al. (2017) utilisent encore le concept de disservice pour désigner des impacts liés à l'activité humaine (apport de fertilisant ou produits phytosanitaires) comme la pollution des eaux ou l'eutrophisation tout en faisant une première proposition de cadre conceptuel afin de distinguer les impacts environnementaux des services écosystémiques. Un effort reste donc à réaliser au niveau conceptuel pour intégrer et bien distinguer les concepts d'impacts environnementaux et de services écosystémiques.

3. Les formes de l'agriculture durable

Différentes formes d'agriculture sont apparues afin de répondre aux enjeux socio-économiques et tendre vers une agriculture plus durable. Historiquement, il y a tout d'abord, l'agriculture biologique dans les années 1920-30 qui interdit l'utilisation d'intrants de synthèse et n'emploie pas d'organismes génétiquement modifiés, avec pour premier souci la protection des sols face à l'intensification des pratiques (Jacquet et al., 2022). Cette agriculture favorise la diversification des cultures, les amendements organiques et utilise le travail du sol pour lutter contre les adventices. Elle est souvent associée à une plus grande diversité et une plus grande abondance en espèces cultivées et spontanées (Bengtsson et al., 2005). Le cahier des charges de l'agriculture biologique n'impose cependant aucune obligation concernant les habitats semi-naturels (ex. haie, bosquet) qui ont pourtant un rôle important dans le support de la biodiversité (Tscharntke et al., 2021). Et effectivement, cette agriculture, souvent opposée à l'agriculture conventionnelle, recouvre une grande diversité de systèmes agricoles avec des rendements moindres selon les cultures et les systèmes (Ponisio et al., 2015) mais des impacts environnementaux généralement réduits (Tuomisto et al., 2012). Ces comparaisons sont cependant discutées (Kirchmann et al., 2016).

Une autre forme d'agriculture qui est apparue un peu plus tard que l'agriculture biologique est l'Integrated Pest Management (IPM), dans les années 50-60 quand les premières impasses techniques sont survenues en raison de cas de résistance aux insecticides. L'IPM repose

sur la combinaison de la lutte biologique et de la lutte chimique pour la gestion des bioagresseurs au niveau de l'exploitation voire du territoire. L'objectif de l'IPM est de parvenir à contrôler les bioagresseurs afin de garantir des revenus tout en limitant au maximum l'utilisation des produits phytosanitaires à l'aide d'une combinaison de mesures prophylactiques en utilisant les SE (Stenberg, 2017). Cela peut être par exemple la mise en place d'éléments semi-naturels associé à l'allongement des rotations et des mélanges variétaux. L'IPM est la pierre angulaire de la politique européenne en matière de réduction des produits phytosanitaires et correspond en France au plan Écophyto. Elle n'a cependant pas été efficace à l'échelle européenne pour diverses raisons et notamment par des incohérences entre les concepts, la pratique et les politiques de soutien de l'IPM ainsi qu'à cause d'un manque de compréhension des processus écologiques qui la sous-tendent (Deguine et al., 2021). Ceci a conduit à une forme d'IPM « faible » reposant sur l'amélioration de l'efficacité des traitements, voire de la substitution mais sans reconception du système agricole (Hill et al., 1996).

Apparaît ensuite l'agriculture de conservation des sols qui s'est développée afin de répondre à la problématique de l'érosion des sols (Friedrich et al., 2015). Elle est définie par 3 piliers qui sont la réduction ou suppression du travail du sol, la couverture permanente du sol et la diversification de la rotation. Elle met également en avant la santé des sols. Ce type d'agriculture est intéressant sur le volet socio-économique de par la réduction des interventions culturales notamment le travail du sol, sur le volet agronomique par l'utilisation et la stimulation des services écosystémiques (ex. stabilisation des sols et contrôle de l'érosion, stockage et restitution de l'eau) et sur le volet environnemental par la réduction des impacts environnementaux tels que l'érosion des sols et la perte de biodiversité. Cependant, la mise en œuvre des 3 piliers n'est pas toujours réalisée simultanément et nécessite parfois l'utilisation d'herbicides systémiques comme le glyphosate pour contrôler les adventices ou gérer la destruction des couverts, posant des problèmes environnementaux (Cordeau, 2022).

Enfin, une dernière forme de l'agriculture qui a récemment pris de l'essor, notamment au niveau extra-académique, est l'agriculture régénérative. Cette forme d'agriculture dont la définition et les contours restent encore flous (Duru et al., 2022) repose sur 5 principes : limiter le travail du sol, couvrir le sol, maximiser la diversité des cultures, maintenir un sol vivant et intégrer l'élevage (Hermani, 2020). Elle intègre donc les principes de l'agriculture de conservation des sols et d'autres principes de l'agroécologie tel que l'intégration culture-élevage (Martin et al., 2020).

Ces formes d'agricultures sont discutées à l'échelle supérieure du territoire voire de la planète au travers de deux modèles de l'agriculture, le « land sparing » versus le « land sharing », qui ont fait l'objet d'un important débat scientifique (Balmford et al., 2005; Loconto et al., 2020). Le « land sparing », approche binaire qui correspond à « mettre la nature sous cloche » afin de mieux la préserver et de dédier des zones à l'agriculture intensive, se révèle très difficile à mettre en place parce que les milieux sanctuarisés sont également impactés par les pollutions générées par l'Homme (Leenhardt et al., 2022). De plus, ce modèle implique des effets négatifs de l'agriculture intensive sur les services écosystémiques. Or plusieurs travaux ont montré qu'il est possible avec une agriculture plus diversifiée, basée sur les SE d'augmenter ou de maintenir les rendements (Garbach et al., 2017). En outre sur le plan économique, le « land sparing », n'étant pas associé à une adaptation des prix du marché des denrées agricoles i.e. la demande reste

sensible au prix, il a un effet rebond correspondant à une demande plus élevée pour l'agriculture intensive et par conséquent à un besoin en terre arable. On perd ainsi l'intérêt initial du modèle puisqu'il faudrait transformer des terres servant de refuge pour la biodiversité en terres cultivables. *A contrario*, le modèle du « land sharing » intègre sur un même territoire une agriculture « extensive » basée sur les services écosystémiques fournis par la biodiversité. Favoriser ce modèle entraînerait une hausse des prix liée à la diminution des rendements, et par conséquent une baisse de la demande en produits carnés. Cette évolution du régime alimentaire humain serait en phase avec les recommandations de diversification du régime alimentaire (Couturier et al., 2016) pour limiter les impacts environnementaux (ex. émissions de GES) associés à l'élevage intensif (Desquilbet et al., 2017).

L'ensemble de ces formes d'agriculture s'inscrit dans le mouvement de transition agroécologique qui vise à repenser les systèmes agricoles pour s'appuyer sur les services écosystémiques afin de réduire la dépendance aux intrants externes (énergie fossiles, pesticides, engrais minéraux), et de produire durablement. Un second axe porte sur le degré d'intégration territoriale de la production par rapport à des formes d'agriculture totalement dépendantes du marché mondial (Therond et al., 2017a). Cette transition correspond à une transformation profonde du modèle agricole actuel et n'est réalisable que si un changement de paradigme s'opère au niveau de la société (Duru et al., 2014). En effet, au-delà du concept scientifique, c'est aussi une démarche de terrain des agriculteurs qui se fait à de multiples niveaux (pratiques, systèmes, territoires) et à de multiples échelles (parcelle, exploitation, paysage). Et c'est aussi une démarche sociétale via le choix des consommateurs (Wezel et al., 2009). L'objectif général de cette transition agroécologique est de développer une agriculture durable et contribuer au développement durable.

4. L'évaluation de la durabilité

Comme pour l'agriculture durable, il n'existe pas de forme unique d'agriculture pour mettre en œuvre la transition agroécologique. Néanmoins, les différents acteurs s'accordent sur la nécessité de disposer de méthodes et d'outils d'évaluation, afin d'accompagner la transition agroécologique. Ainsi, l'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles est un outil indispensable pour comprendre, analyser, comparer les systèmes agricoles, et accompagner au mieux les agriculteurs dans leurs changements de pratiques agricoles. Or le concept de durabilité est complexe et non mesurable directement de même qu'une grande partie des processus liés aux systèmes agricoles. Des indicateurs ont été développés afin de fournir des informations pour qualifier ou quantifier les impacts découlant des systèmes agricoles. Ceci a conduit dans les années 90 à une explosion du nombre d'indicateurs environnementaux (Riley, 2001) puis à une multiplication du nombre de méthodes afin d'organiser ces indicateurs (Coteur et al., 2019). Face à ce foisonnement de méthodes et d'indicateurs, différents auteurs ont mené des revues sur des échantillons plus ou moins grands mais qui restaient limités. Aussi, il y a eu tout d'abord la revue de Singh et al. (2009, 2012) qui a décrit 41 méthodes et indicateurs évaluant la durabilité de différents domaines tels que l'énergie, l'innovation ou les villes. D'autres revues et études comparatives davantage centrées sur le milieu agricole ont été publiées. Une étude pionnière est celle de Van Der Werf et Petit (2002) qui ont caractérisé en détail 12 méthodes. Viennent ensuite les revues de Schader et al. (2014), De Olde et al. (2016) et Eichler Inwood et al. (2018) qui

commencent par décrire de grands échantillons puis mènent une analyse approfondie sur des échantillons réduits (respectivement 6, 4 et 9 méthodes). Au-delà du nombre de méthodes étudiées, ce sont les critères retenus pour les caractériser qui sont souvent limités et concernent rarement les concepts manipulés et le type d'indicateurs utilisés (seulement 4 critères pour la revue de Singh et al. 2009). Relatif au type d'indicateurs, Bockstaller et al. (2015) et Lairez et al. (2016) en distinguent effectivement trois : les indicateurs de cause (unités d'azote, pourcentage d'éléments semi-naturels), les indicateurs d'effets mesurés (nombre de vers de terre ou d'espèces d'oiseaux) et les indicateurs prédictifs (I-Phy, modèle AMG). Chaque type d'indicateur est à privilégier selon les données disponibles et le degré d'analyse des processus recherché. Les indicateurs prédictifs sont particulièrement intéressants parce qu'ils permettent de faire le lien entre la cause et l'effet.

Pour finir, la question de la place des services écosystémiques dans les méthodes évaluant la durabilité n'est pas traitée dans les revues car très peu de méthodes traitant des impacts les intègrent. De récents travaux ont proposé une méthode évaluant les services écosystémiques des agroécosystèmes mais ils n'intègrent pas d'impacts environnementaux (Dardonville et al., 2022). À l'exception de Dumont et al. (2019) qui ont réalisé une revue sur les synergies et les antagonismes entre produits agricoles, impacts environnementaux et services écosystémiques pour l'élevage de bétail, il n'y a pas à notre connaissance de méthode intégrant IE et SE. Or, il est désormais nécessaire de construire des méthodes intégrant ces deux concepts parce que les SE sont non seulement des éléments clés des avantages fournis par l'écosystème mais également des facteurs régulateurs des impacts environnementaux, en tant que facteur d'atténuation (Therond et al., 2017b). De fait, le niveau d'un impact environnemental est lié au niveau du service écosystémique associé. En outre, il est possible grâce à ce type de méthodes d'étudier les synergies et les antagonismes entre les IE et SE afin d'identifier des leviers de progression. Aussi dans un contexte de transition agroécologique, l'évaluation conjointe de ces deux concepts est un outil indispensable pour la caractérisation, l'analyse et la comparaison des pratiques agricoles pour ensuite proposer des pistes d'amélioration.

5. Problématique, objectifs et stratégie de thèse

Les problématiques environnementales auxquelles doit faire face la société poussent les acteurs du monde agricole à faire évoluer leurs pratiques. Afin d'accompagner au mieux ce changement de pratiques, l'évaluation est indispensable pour ne pas proposer des solutions qui se révéleraient tout aussi dommageables pour l'environnement et la société. Ainsi dans le secteur agricole, l'évaluation de la durabilité peut aider à mieux comprendre les synergies et antagonismes qui peuvent exister entre les trois piliers du développement durable (environnement, économie et social) et ce afin d'accompagner au mieux les acteurs du milieu agricole dans la transition agroécologique. La thèse s'inscrit dans cette démarche de production et de capitalisation de connaissances et de méthodes sur un front de recherche encore peu étudié à savoir l'évaluation conjointe des impacts environnementaux et des services écosystémiques des agroécosystèmes.

Pour progresser sur ce front de recherche, des avancées scientifiques et techniques sont nécessaires, visant notamment à :

- créer ou améliorer des indicateurs existant pour prendre en compte les services écosystémiques, en trouvant l'équilibre entre pertinence scientifique et faisabilité technique.
- développer un cadre conceptuel et méthodologique pour relier les concepts d'impacts environnementaux et de services écosystémiques.
- acquérir des références sur les performances agroécologiques et économiques des systèmes de culture et des exploitations. Il s'agira plus particulièrement d'étudier les antagonismes/synergies entre impacts environnementaux, services écosystémiques et les résultats économiques pour identifier des profils d'exploitations présentant les meilleurs compromis.

Mon projet de thèse compte ainsi combler ces manques de connaissance en répondant à l'objectif général suivant : évaluer la durabilité d'exploitations agricoles en grandes cultures via une évaluation conjointe des impacts environnementaux et des services écosystémiques. Pour répondre à cet objectif, il a été nécessaire de répondre à la question de recherche et aux sous-questions de recherche suivantes :

[Comment renouveler l'évaluation de la durabilité environnementale des exploitations agricoles d'un territoire afin d'évaluer conjointement des services écosystémiques, des impacts environnementaux et des performances économiques et identifier des compromis ?](#)

- Quelles sont les connaissances et les méthodes actuelles sur l'évaluation de la durabilité et plus spécifiquement de la durabilité environnementale des exploitations agricoles ?
- Comment construire des indicateurs d'impacts et de services en trouvant l'équilibre entre pertinence scientifique et faisabilité technique ?
- Quels cadres conceptuel et méthodologique proposer pour analyser conjointement les services écosystémiques et les impacts environnementaux ?
- Comment analyser les synergies et antagonismes entre impacts, services, performances économiques ?

Afin de répondre à ces questions, la stratégie de thèse suivante a été mise en place :

1. Réaliser un état des lieux des connaissances à travers une revue de littérature, en recensant les méthodes évaluant la durabilité environnementale en milieu agricole ;
2. Développer une nouvelle méthode en proposant un cadre conceptuel innovant intégrant des indicateurs d'impacts environnementaux, des indicateurs de services écosystémiques et des indicateurs socioéconomiques ;
3. Mettre en œuvre la méthode innovante développée, via le calcul des indicateurs grâce aux données issues de la coopérative sur un pool d'exploitation, étudier la pertinence des indicateurs utilisés par la SCARA et les synergies et antagonismes entre indicateurs afin d'établir des profils d'exploitations agricoles.

L'étape 1 nous est apparue essentielle afin de faire un bilan des méthodes existantes et de mieux identifier les thématiques environnementales peu prises en compte. Nous nous sommes centrés sur la dimension environnementale (sans les dimensions sociale et économique de la durabilité) car c'est au cœur des compétences de notre laboratoire et, de par la nécessité de faire

des choix puisqu'il n'était pas possible de tout traiter. Cette étape a servi de socle de réflexion pour la construction de la nouvelle méthode d'évaluation dans l'étape 2. L'étape 3 correspond à l'application de la méthode sur le cas d'étude retenu afin de pouvoir identifier les synergies et antagonismes et des compromis entre indicateurs.

L'évaluation environnementale en milieu agricole est un domaine de recherche qui existe depuis de nombreuses années et qui a connu un boom à partir des années 2000. De multiples méthodes ont ainsi vu le jour complexifiant de ce fait la tâche aux personnes souhaitant choisir une méthode d'évaluation adaptée à leurs besoins. C'est de ce constat que la nécessité de faire une revue de littérature sur les méthodes d'évaluation de la durabilité environnementale a émergé. Des revues de littérature ont déjà été produites sur ce sujet mais elles ne couvraient qu'un faible nombre de méthodes et ne les caractérisaient qu'avec des critères classiques sur les indicateurs (nombre d'indicateurs, échelles, mode d'agrégation, etc.). C'est ainsi que le chapitre 1 a eu toute sa place dans ce projet de thèse. En effet, l'état de l'art effectué sur 262 méthodes où nous avons caractérisé ces dernières et leurs thèmes traités, nous a permis d'avoir une vue d'ensemble des cadres conceptuels et des méthodes existants. Ce travail a de plus confirmé la faible intégration des indicateurs de services écosystémiques dans ce type de méthodes, constat venant appuyer l'intérêt de ce projet de thèse.

Dans le chapitre 2, nous nous sommes appuyés sur les résultats du chapitre 1 pour le choix du cadre conceptuel et des indicateurs. De fait, nous avons développé le cadre conceptuel de la méthode d'évaluation en se basant sur le cadre conceptuel de la méthode MASC 2.0 (Craheix et al., 2011) qui nous semblait être le plus complet d'après la revue de littérature. Nous avons au préalable créé un cadre théorique pour positionner les concepts d'impacts et de services et créé un cadre d'analyse pour leur évaluation conjointe. Puis, nous avons développé un cadre conceptuel pour la méthode d'évaluation en partant de MASC 2.0 et en introduisant les services. Nous nous sommes également appuyés sur les méthodes INDIGO (Bockstaller and Girardin, 2010) et SYSTERRE® pour le choix de certains indicateurs. D'autres indicateurs ont été améliorés ou sont totalement nouveaux. Nous avons privilégié les indicateurs prédictifs reposant sur des modèles opérationnels (données accessibles) en ajoutant des indicateurs de cause en complément (Bockstaller et al., 2015). Certains indicateurs n'ont pas été travaillés au vu des connaissances actuelles et/ou par contrainte de temps. C'est le cas entre autres du service écosystémique d'atténuation des pesticides par les sols. Relatif aux échelles, nous avons finalement choisi de travailler au niveau de l'exploitation mais avec une résolution parcellaire pour une majorité d'indicateurs. Nous avons calculé la moyenne des indicateurs pondérée par les surfaces des cultures des exploitations. Il est à noter que la méthode MASC est au niveau du système de culture i.e. toutes les cultures de la rotation pour une parcelle. Ceci n'a pas été possible pour cette thèse au vu des données disponibles et des moyens impartis.

Une partie du travail du chapitre 2 a également fait l'objet d'une collaboration avec le James Hutton Institute (JHI), centre de recherche agronomique écossais. En effet, nous avons amélioré un modèle développé par des chercheurs du JHI afin d'obtenir un outil opérationnel pour évaluer les impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité. Ce modèle, I-BIO, couvre les groupes taxonomiques principaux (microorganismes, plantes, invertébrés et vertébrés) et intègre

des caractéristiques du paysage. I-BIO a été construit et testé avec l'aide de deux chercheurs, Cathy Hawes et Mark Young du JHI.

Le chapitre 3 de cette thèse présente l'application de cette nouvelle méthode sur notre cas d'étude d'exploitations de la SCARA dans la région agricole de la Champagne crayeuse. Cette dernière partie nous permet d'une part de tester la pertinence des indicateurs retenus et d'étudier les synergies et antagonismes entre indicateurs, d'autre part d'établir des profils d'exploitations agricoles via deux analyses statistiques complémentaires : la classification ascendante hiérarchique et l'analyse des déviants positifs via l'étude du front de Pareto (Adelhart Toorop et al., 2020; Steinke et al., 2019).

Enfin, pour répondre aux besoins opérationnels de la SCARA qui est très impliquée dans la certification environnementale de ses adhérents, nous avons comparé deux certifications environnementales, le référentiel HVE et l'agriculture biologique. Par ailleurs, la SCARA se posait aussi la question de la pertinence des indicateurs environnementaux déjà utilisés, IFT, balance azotée. Est-ce que ces indicateurs sont suffisants pour fournir une information sur les impacts environnementaux pour les thèmes auxquels ils sont reliés, risques liés aux pesticides ou émissions azotées ? Pour cela, nous avons étudié les corrélations entre les différents indicateurs. La figure 1 ci-dessous résume les différentes étapes clés de la thèse.

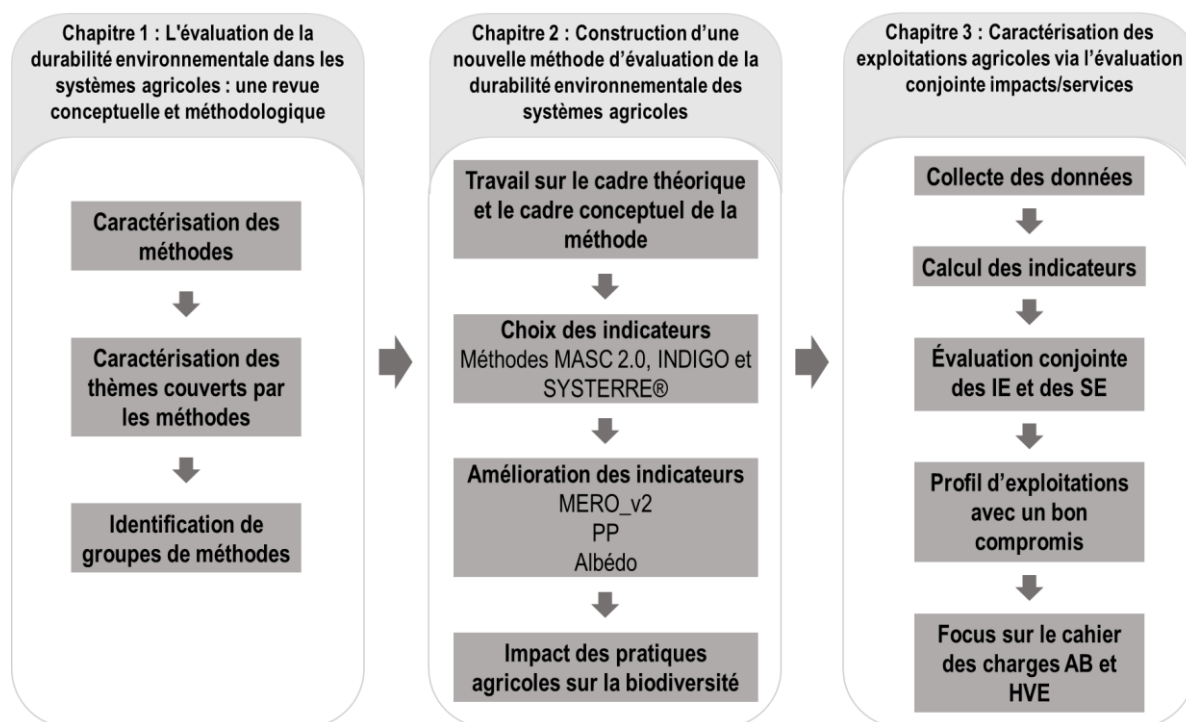


Figure 1 : Stratégie de recherche et organisation de la thèse. MERO_v2, PP et Albédo sont les indicateurs sur les thématiques environnementales suivantes : la maîtrise de l'érosion, les pertes en phosphore et l'effet albédo.

Matériel et méthodes

1. Cas d'étude

1.1 La Société Coopérative Agricole de la Région d'Arcis (SCARA)

La SCARA est une coopérative qui regroupe 638 agriculteurs adhérents (dont 450 livreurs) et 60 salariés (gestionnaires, conseillers, etc.) avec un chiffre d'affaire de 72 millions d'euros sur la campagne 2019-2020. Elle est située au nord du département de l'Aube entre Châlons-en-Champagne et Troyes. La zone de collecte de la SCARA s'étend sur 30 km autour d'Arcis sur Aube, siège de la coopérative. La coopérative collecte principalement des cultures céréalières (blés, orges, maïs) et des oléagineux (colza et tournesol) (figure 2). Les légumes et cultures industrielles (pomme de terre et betteraves sucrières, luzerne, etc.) ne sont pas récoltés par la SCARA. La coopérative a basé sa stratégie sur les filières agro-alimentaires (LU'Harmony, HARRY'S, BABY FOOD, CRC, SAPPORO, etc.) lui permettant de se positionner par rapport aux géants du secteur de la région (Vivescia, Soufflet). Ainsi, 60% de la collecte de la SCARA répond à un ou plusieurs cahiers des charges. Elle est d'ailleurs un pilier sur le marché français des filières céréalières avec environ 10% de part de marché (figure 3). La coopérative enfin est impliquée depuis 10 ans dans une démarche de développement durable et a mis en place une approche structurée et certifiée afin de répondre aux enjeux sociétaux et environnementaux actuels (annexes A.1 et A.2). Elle fait par exemple un important travail sur la certification HVE (Haute Valeur Environnementale) de niveau 3 en préparant chaque année une centaine d'exploitations. La coopérative compte également une vingtaine d'exploitations en agriculture biologique dont le président de la coopérative.

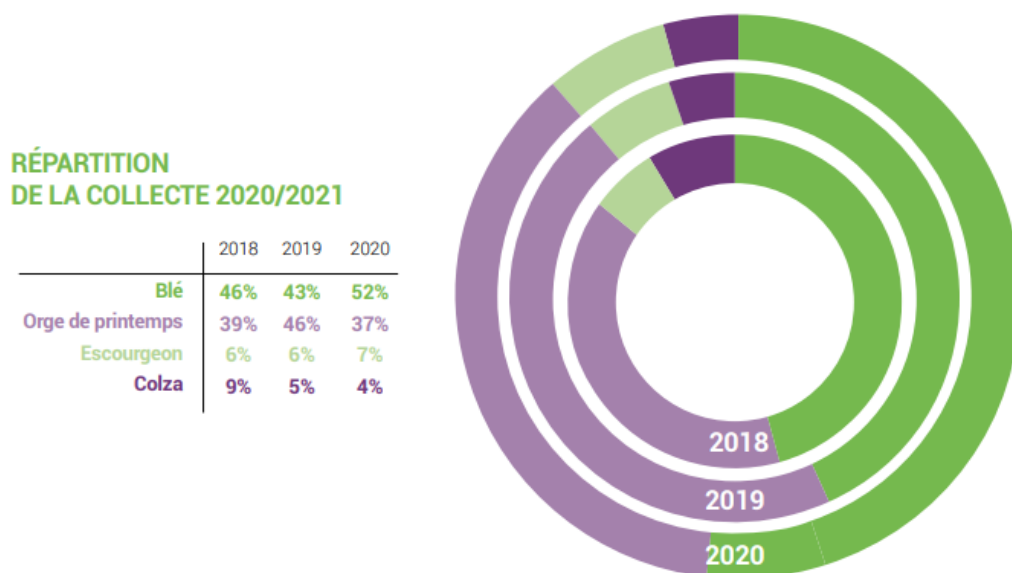


Figure 2 : Répartition des quatre principales cultures collectées à la SCARA pour les 3 dernières campagnes (SCARA, 2021).

ÉVOLUTION DE LA COMMERCIALISATION

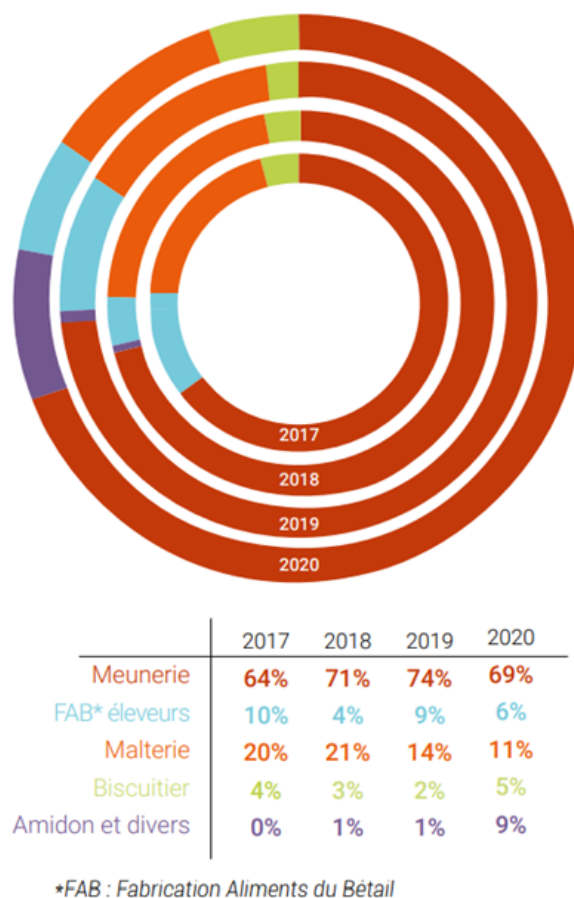


Figure 3 : Évolution de la commercialisation des produits céréaliers de la SCARA (SCARA 2021).

1.2 Territoire et exploitations étudiées

Le territoire pour notre cas d'étude correspond à la zone de collecte de la SCARA. Ce dernier couvre 71300 ha et est équitablement réparti au nord et au sud d'Arcis-sur-Aube. Ce territoire fait partie de la Champagne crayeuse (appelée autrefois Champagne Pouilleuse, Encart 1), région caractérisée par ses sols de craie peu profonds et pauvres. Les sols sont majoritairement limoneux et superficiels (25 cm en moyenne) avec une réserve utile moyenne d'environ 180 mm (Chambre Agriculture de l'Aube). Le territoire est assez homogène avec de grandes parcelles agricoles et très peu d'habitats semi-naturels. Concernant la topographie, il y a peu de dénivelé dans la région à l'exception de la vallée de l'Aube et des buttes de craie sur la commune de Poivres et à l'est de Charmont qui culminent à 200 m. Relatif au climat, le département de l'Aube est caractérisé par un climat tempéré océanique humide. Les saisons sont marquées sans pour autant avoir de températures extrêmes. Le diagramme climatique (figure 4) indique que les températures moyennes oscillent entre 3°C et 18°C au cours de l'année. L'automne est la période avec le plus de précipitations, le printemps étant la saison la plus sèche.

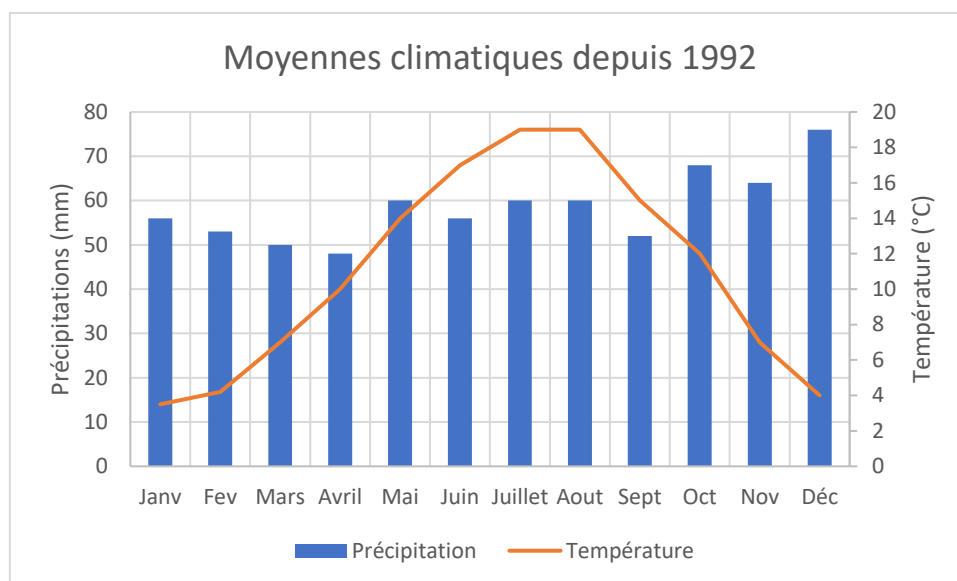


Figure 4 : Diagramme climatique de la zone d'étude : précipitations moyennes mensuelles et moyennes de températures journalières par mois (SCARA 2021).

Encart 1 : D'une zone délaissée à un grand bassin de production

La Champagne pouilleuse se composait principalement dans les années 50 de friches de landes et de sapins appelées savarts. Le thym précoce (*Thymus praecox*) également appelé thym pouillot qui pousse sur les pelouses sèches calcaires de l'Aube serait à l'origine du nom de la région. La faible fertilité chimique des sols de craie de cette région a longtemps limité le développement des cultures malgré l'introduction de la charrue qui permettait de cultiver des sols plus lourds et fertiles. En effet, les seules parcelles cultivables étaient les parcelles où on apportait de la fumure animale (ovine ou bovine). Avec l'arrivée des intrants chimiques, on s'est aperçu du potentiel de ces sols pour la mise en culture et notamment de cultures économiquement intéressantes telles que le blé, l'orge ou la betterave sucrière donnant de très bons rendements (Chevalier, 1972).

Concernant l'assolement de la zone d'étude, il est principalement composé de cultures céréalières (blé tendre, orge de printemps et d'hiver, maïs), d'oléagineux (colza, tournesol), de cultures industrielles (betterave sucrière et pomme de terre) et d'autres cultures plus minoritaires (œillette, légumineuses (luzerne, sainfoin, pois, etc.), chanvre, autres cultures légumières : oignon, céleri, etc.).

L'échantillon de l'étude est composé de 33 exploitations qui ont été sélectionnées, en collaboration avec les collègues de la SCARA, en fonction de leur assolement, de leurs pratiques agricoles et de leurs certifications (AB, HVE, CRC) ou de leurs cahiers des charges (Harry's, Baby Food, Lu'Harmony, etc.) ceci afin de couvrir une diversité de pratiques et de situations. Ainsi, nous avons travaillé sur un échantillon de quatre exploitations déjà en agriculture biologique ou en conversion, 20 exploitations sont certifiées HVE, 4 exploitations pratiquent l'élevage et 5 exploitations épandent du digestat de méthaniseur liquide et/ou solide (Tableau 1). L'unité de méthanisation d'Arcis récemment lancée permet d'épandre du digestat sur près de 15% de la zone couverte par la SCARA.

Tableau 1 : Table résumant les caractéristiques des exploitations de l'échantillon.

Code exploitation	Polyculture élevage	Certification HVE niveau 3	Certification AB	Club SCARA Innovation	Suivi biodiversité	Fertilisation minérale	Epandage de digestat
01-100*	non	non	non	oui	non	oui	non
01-2M0	non	non	non	non	non	oui	oui
01-3M0	non	non	non	non	non	oui	oui
01-4HC	non	oui	non	non	non	oui	non
02-1H0	non	oui	non	non	non	oui	non
02-2H0	non	oui	non	non	non	oui	non
02-300*	non	non	non	oui	non	oui	non
02-40B	non	non	non	non	non	oui	non
03-1HB*	non	oui	non	oui	non	oui	non
03-20B*	non	non	non	oui	non	oui	non
03-3H0	non	oui	non	non	non	oui	non
03-4H6	non	oui	non	non	non	oui	non
04-10B	non	non	non	non	non	oui	non
04-20B*	non	non	non	oui	non	oui	non
04-320	non	oui	oui	non	non	non	non
04-406*	non	non	non	oui	non	oui	non
05-130*	oui	oui	non	oui	non	non	non
05-2H7	non	oui	non	non	non	oui	non
05-4V0	oui	non	non	non	non	oui	non
06-2O0	oui	non	non	non	non	oui	non
06-4H5	non	oui	non	non	non	oui	non
07-2MY*	non	non	Une partie	oui	non	oui	oui
07-4H5	non	oui	non	non	non	oui	non
08-2HY	non	oui	non	non	oui	oui	non
08-410	non	oui	non	non	non	non	non
09-2HY	non	oui	non	non	non	oui	non
09-4H5	non	oui	non	non	non	oui	non
10-2H7	non	oui	non	non	non	oui	non
10-4HC	non	oui	non	non	oui	oui	oui
11-220	non	oui	oui	non	non	oui	non
11-446*	oui	oui	non	oui	oui	oui	non
12-2MB	non	non	non	non	non	oui	oui
13-210	non	oui	non	non	oui	oui	non

N.B. Le signe « * » fait partie de la nomenclature des exploitations et indique les exploitations appartenant au club SCARA innovation.

À propos des systèmes de cultures des exploitations, nous avons été confrontés à la difficulté d'identifier un système de culture par exploitation, les adhérents de la SCARA fonctionnant davantage par succession culturale que par rotation. Nous avons ainsi décidé de sélectionner un groupe de parcelles par exploitation représentant au mieux l'assolement de cette dernière pour la campagne 2019/2020. De plus, nous avons ajouté une parcelle de blé tendre d'hiver pour la campagne 2017/2018 et une autre pour la campagne 2018/2019. Ceci nous permet de regarder s'il y a un effet année sur le rendement et sur le programme de traitement pour la culture de blé tendre d'hiver. Nous avons choisi le blé tendre d'hiver parce que cette culture est présente dans toutes les exploitations de l'échantillon à une exception près. Au final, 6 à 10 parcelles ont été retenues par exploitation représentant un total de 250 parcelles pour notre échantillon (Figure 5). Les successions culturales types sont présentées dans l'annexe A.3.

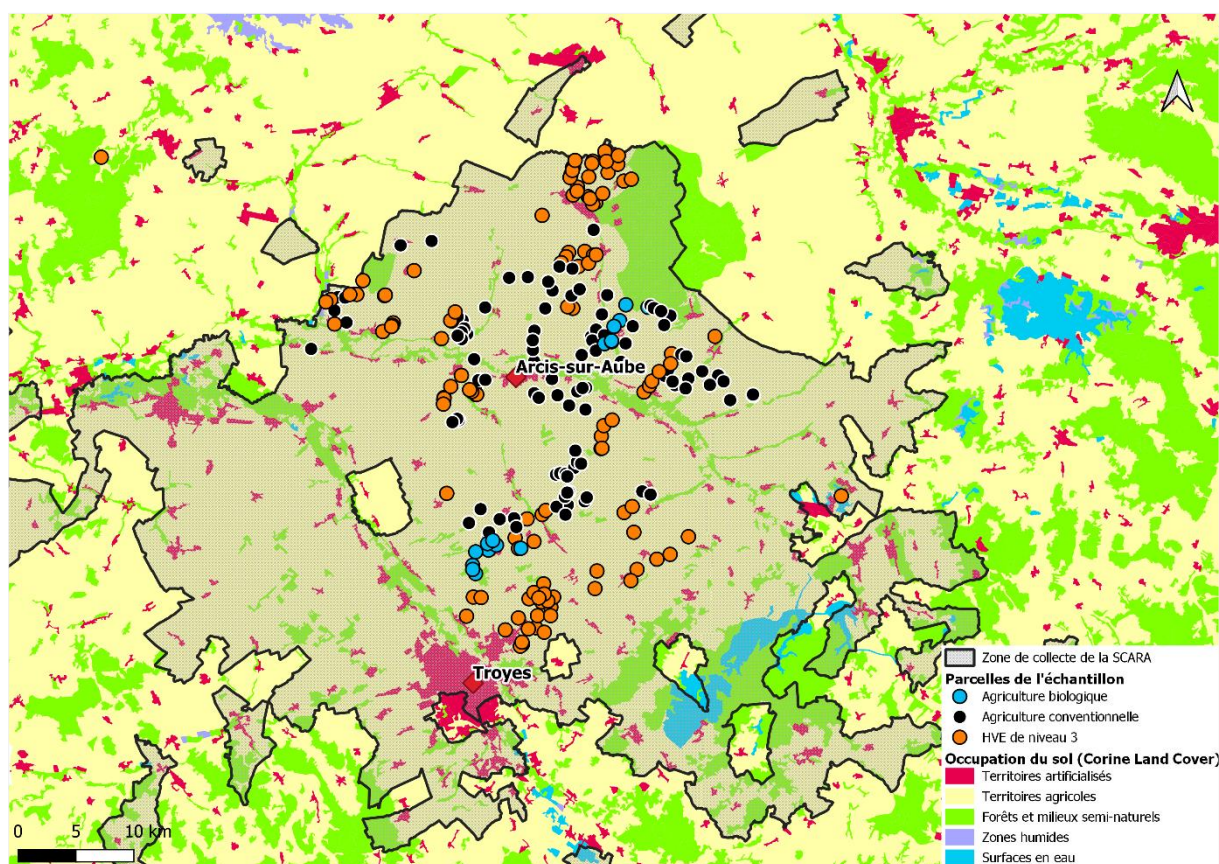


Figure 5 : Localisation des 250 parcelles appartenant aux 33 exploitations agricoles sélectionnées sur la zone de collecte de la SCARA (départements de l'Aube et de la Marne).

2. Dispositif de collecte de données

Acquisition des données d'itinéraires techniques

L'itinéraire technique réalisé sur les parcelles a été récupéré via l'outil de gestion parcellaire Smag Farmer® qui est utilisé par la SCARA. Sont renseignés par les agriculteurs au pas de temps journalier et à la parcelle les interventions culturales (travail du sol, fertilisation, produits phytosanitaires, irrigation, récolte), les produits et les quantités appliqués ou récoltés. Le contrôle des données effectué par le service agronomie de la SCARA garantit la fiabilité des

éléments renseignés. L'extraction des informations des parcelles retenues a permis de recueillir la majorité des données nécessaires au calcul des indicateurs à la parcelle. Afin d'obtenir des informations plus précises sur certaines pratiques agricoles et sur le matériel utilisé pour les traitements phytosanitaires (type de buses, hauteur de rampe, vitesse d'avancement du tracteur), deux courts entretiens téléphoniques ont été effectués avec les agriculteurs. Pour calculer les indicateurs par exploitation, les valeurs des indicateurs calculés à la parcelle ont été moyennées en pondérant par la surface de la culture de l'assolement de la campagne 2020.

Indicateurs extraits de l'outil SYSTERRE®

Une partie des indicateurs utilisés pour évaluer la durabilité des exploitations a été directement calculée par l'outil SYSTERRE® d'Arvalis (ARVALIS - Institut du végétal, 2008). Les données renseignées dans le logiciel Smag Farmer® remontent dans SYSTERRE® via des fichiers Agro-EDI. Un travail de vérification et de validation des données a cependant été nécessaire avant de pouvoir passer à l'étape de calcul. En effet, une fois les données validées, il est possible de calculer grâce à cet outil de nombreux indicateurs sur les performances environnementales, économiques et sociales. Le tableau 2 liste l'ensemble des indicateurs de SYSTERRE® qui sont venus compléter ou alimenter les indicateurs retenus dans la méthode MASC 2.0. L'ensemble des indicateurs est présenté dans le tableau de l'annexe E.1.

Tableau 2 : Liste des indicateurs calculés par l'outil SYSTERRE®

	Indicateurs de SYSTERRE®
Performances environnementales	Azote total (kg N/ha) Balance Globale Azotée (kg N/ha) Phosphore total (kg P2O5/ha) Bilan Phosphore (kg P2O5/ha) IFT herbicide IFT total GES (kg éqCO2/ha/an) Consommation d'énergie primaire totale (MJ/ha)
Performances économiques	Production énergie brute (MJ/ha) Coût carburant (€/ha) Coût de production (€/t) Charges de mécanisation (€/ha) Marge brute (€/ha) Efficience économique des intrants
Performances sociales	Temps de travail (h/ha)

Données caractérisant le milieu

- Données pédologiques : Concernant les données pédologiques, nous avons obtenu de l'Unité Mixte de Recherche Sol d'INRAE Orléans une licence d'utilisation du référentiel régional pédologique du département de l'Aube. Cette carte pédologique à l'échelle 1/250000 nous a permis d'extraire les données pédologiques requises pour calculer certains indicateurs. Nous avons fait une demande de carte pédologique au 1/25000 à la Chambre d'Agriculture de l'Aube mais le délai de retour était trop important pour pouvoir travailler avec cette carte.

- Données météorologiques : Pour les données Météorologiques, elles ont été extraites de la base de données « E-OBS » proposée par l'European Climate Assessment and Dataset. Ce service fournit des données climatiques pour l'Europe, basées sur des observations in situ de surface. Les données sont collectées par des réseaux d'observation au sol, détenus et exploités par les services météorologiques nationaux. Ces bases de données sont mises à jour tous les 6 mois et la collecte est effectuée sur des carrés de 6 km².
- Données paysagères : La BD Topo® en accès libre sur le site de l'IGN (Institut national de l'information géographique et forestière) a été mobilisée pour la caractérisation paysagère des parcelles.

Chapitre 1 : L'évaluation de la durabilité environnementale dans les systèmes agricoles : une revue conceptuelle et méthodologique

Résumé du chapitre 1 : État de l'art des méthodes évaluant la durabilité environnementale en milieu agricole : concepts et méthodologie

Intérêt et position du chapitre dans la thèse

Comme évoqué en introduction, l'intérêt du chapitre 1 est d'obtenir une vue d'ensemble des méthodes d'évaluation de la durabilité environnementale en milieu agricole qui ont été développées depuis les années 90. Ce travail a permis d'acquérir des connaissances méthodologiques sur les cadres conceptuels proposés et les méthodes d'agrégation mobilisées. Ce travail de revue bibliographique a aussi capitalisé des connaissances sur les indicateurs utilisés et les thématiques environnementales traitées. Les travaux de thèse initiés avec ce premier chapitre constituent ainsi un socle solide pour nourrir notre réflexion sur le développement d'une nouvelle méthode d'évaluation de la durabilité en milieu agricole.

Contexte

L'évaluation de la durabilité environnementale s'est largement développée suite à la conférence de Rio. Ceci s'est d'abord traduit par une « explosion » des indicateurs environnementaux puis par la multiplication de méthodes d'évaluation environnementale. L'objectif était de voir plus clair dans cette multitude d'indicateurs. Néanmoins, il est difficile de choisir parmi toutes ces méthodes lorsque l'on souhaite en développer ou en utiliser une. Un besoin d'organisation et de classification était donc requis afin d'aider les concepteurs de méthode et les utilisateurs potentiels. Des revues ont déjà été publiées, cependant elles n'intégraient qu'un nombre limité de méthodes et ne caractérisaient ces dernières qu'avec des critères très descriptifs (nombre d'indicateurs par pilier du développement durable, pondération utilisée). Ainsi, notre revue est allée plus loin avec un ensemble de critères permettant d'aller d'approfondir les aspects conceptuels et méthodologiques, sur les thèmes traités par la méthode d'évaluation. En outre avec l'essor des travaux sur les services écosystémiques, nous avons aussi intégré un critère sur ce sujet.

Questions de recherche

1. Quels sont les cadres conceptuels et méthodologiques mobilisés pour construire une méthode d'évaluation de la durabilité ?
2. Quels sont les fronts de recherche concernant la conception des méthodes d'évaluation de la durabilité ?
3. Les méthodes d'évaluation de la durabilité environnementale intègrent-elles des indicateurs de services écosystémiques ?

Méthodologie

Nous avons sélectionné 262 méthodes d'évaluation de la durabilité environnementale en effectuant deux requêtes bibliographiques entre 1993 et 2019 : une première requête avec deux équations de recherche sur Web of Science et une seconde requête avec 3 équations de recherche sur Scopus, déjà utilisées par des auteurs. Nous avons analysé ces méthodes à l'aide de 43 descripteurs et 27 thèmes. Nous avons ensuite réalisé une analyse en composante multiple (ACM) des méthodes avec les 12 descripteurs qui nous semblaient les plus pertinents pour caractériser les choix méthodologiques des méthodes, et une seconde ACM avec 17 thèmes i.e. ceux présents dans 20% des méthodes. Une classification ascendante hiérarchique (CAH) a été effectuée à la suite pour chaque ACM. Enfin, nous avons fait un test de χ^2 pour croiser les deux CAH et déterminer si les clusters des méthodes et des thèmes étaient indépendants ou non.

Résultats principaux

Le pays qui recense le plus de méthodes d'évaluation de la durabilité environnementale est la France si l'on considère la littérature scientifique et la littérature grise. Nous avons recensé plus de 100 combinaisons de termes différents utilisées pour décrire le cadre conceptuel de la méthode, illustrant ainsi la richesse de la terminologie utilisée. Relatif aux indicateurs, ils sont majoritairement causals et non agrégés et la grande majorité sont des indicateurs environnementaux, très peu de méthodes intégrant explicitement des indicateurs de services écosystémiques. En outre, la CAH a mis en évidence 4 groupes. Les méthodes du groupe principal sont majoritairement issues de la littérature scientifique. Elles sont destinées aux chercheurs avec pour objectif d'apporter des connaissances. Les indicateurs de ces méthodes sont essentiellement causals ou d'effet mesurés, basés sur les pratiques de gestion et ne sont pas agrégés. Enfin, ces méthodes évaluent essentiellement en *ex post* sans intégrer d'approche d'analyse de cycle de vie au niveau de l'exploitation. Le second groupe se compose de méthodes issues de la littérature grise avec pour objectif la sensibilisation des agriculteurs en utilisant principalement des indicateurs de cause. Les deux derniers groupes portent sur des méthodes bien différentes, pour le 3^{ème} des méthodes comprenant des indicateurs prédictifs pour l'évaluation *ex ante* et le dernier des méthodes basées sur l'ACV. L'analyse des thèmes a montré que les trois thèmes principaux sont la biodiversité, les émissions de gaz à effet de serre et la gestion des pesticides.

Apport pour la thèse et la recherche en général

Ce travail de revue bibliographique a montré que des progrès sont encore nécessaires pour clarifier la terminologie utilisée et préciser les concepts manipulés justifiant ainsi la partie décrivant le cadre conceptuel de la nouvelle méthode. L'identification de plusieurs fronts de sciences tels que l'intégration d'indicateurs de services écosystémiques ou de nouveaux thèmes comme la pollution par les microplastiques ou les antibiotiques nous a guidés pour les choix des nouveaux indicateurs à intégrer et vient appuyer l'aspect innovant de cette thèse. Cela ouvre également le champ à d'autres travaux scientifiques pour le développement de nouveaux indicateurs. Enfin, la vue d'ensemble fournie par cet état de l'art nous a aidé à sélectionner la méthode d'évaluation qui propose le cadre conceptuel le plus complet pour élaborer notre propre outil.

Partenariats

La collaboration avec Maria Lampridi (IBO, Université de Thessaloniki) a grandement aidé pour la requête bibliographique sur Scopus.

Productions scientifiques

Un article scientifique publié dans *Journal of Cleaner Production*.

Soulé, E., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., 2021. Environmental sustainability assessment in agricultural systems: A conceptual and methodological review. *J. Clean. Prod.* 325. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129291>

Environmental sustainability assessment in agricultural systems: a conceptual and methodological review.

Emma Soulé^{a,b}, Philippe Michonneau^b, Nadia Michel^c, Christian Bockstaller^a

a Université de Lorraine, INRAE, LAE F68000 Colmar, France

b SCARA, F10700 Arcis sur Aube, France

c Université de Lorraine, INRAE, LAE F54500 Nancy, France

★ Corresponding author: emma.soule@inrae.fr, INRAE LAE, 28 rue de Herrlisheim, 68000 Colmar, France; +33389224985

Abstract

As the sustainable development movement gains traction, many initiatives have aimed to provide support with sustainability assessment methods using a loosely structured set of indicators, resulting in an explosive development of such indicators. Several reviews have sought to gain a clearer understanding of this “indicator zoo” by comparing assessment methods. However, most reviews covered few methods and mainly focused on describing and evaluating them to help users select the one that suited their needs. What is still lacking is an in-depth analysis of the conceptual and methodological framework behind the sustainability assessment methods in order to provide recommendations for assessment method developers and identify research gaps. To fill this gap, we conducted a conceptual and methodological review on a sample of 262 studies covering the worldwide agricultural sector between 1993 and 2019. Because the subject is so vast and due to disciplinary barriers, we restricted this review to studies with an environmental dimension but did not set any geographic limitations (the studies cover both temperate and tropical zones). The initial results show a need for clarity on terminology. Methods should also explicitly specify the purpose, target users and temporal scale. Additional efforts must be made in selecting indicators on the causal chain at emission level or those that pertain to impacts, such as in life cycle assessment. There are additional research gaps when more than a simple sum of scores is required to aggregate indicators, or when dealing with upscaling or spatialization issues. Dynamic assessment of resilience or robustness with multiple criteria also remains a challenge. Environmental sustainability assessment methods will also need to integrate ecosystem services and emerging environmental issues such as pollution from antibiotics or microplastics. Finally, a similar study on assessment methods should be conducted with a focus on social and economic dimensions.

Keywords: indicator, multi-criteria assessment, aggregation, reference value, life cycle assessment

1. Introduction

Agriculture remains the backbone of world development, providing humans with food and other goods such as bioenergy, fibres and more (Godfray et al., 2010). However, it is also a major cause of the Earth’s planetary boundaries being pushed beyond their limits, which confirms the tremendous pressure that modern agriculture exerts on sustainability (Campbell et al., 2017). Thus, any credible roadmap to improve the situation on a global level must drastically reduce

agriculture's environmental footprint. While stakeholders around the planet – from farmers to international decision-makers – unanimously agree about the general goals of sustainability, ideas on how these goals should be reached are fiercely debated (Binder et al., 2010). Organic farming is a good illustration of this lack of consensus: it is promoted by environmentalists but is challenged as a solution for sustainable agriculture because of lower yields (Ponisio et al., 2015). Despite disagreement when it comes to achieving sustainability, most stakeholders recognize the need for assessment methods to support attempts to identify and implement new measures (Pope et al., 2004), to characterize the current situation (Wang et al., 2009), and to gauge progress that must be made to reach the end goal (Bell and Morse, 2001). The challenging task of assessing a concept as complex as sustainability using metrics in an operational way, i.e. with data available to stakeholders, has quickly led to the use of indicators instead of directly measuring sustainability itself (Mitchell et al., 1995). As early as 2001, Riley (2001) spoke of an "indicator explosion" that has not stopped since, as pointed out by Pintér et al. (2012): "we continue moving toward an 'indicator zoo', characterized by a multitude of approaches".

It is no surprise that various reviews have been published in response to this explosive development to characterize and compare both indicators and sustainability assessment methods (SAMs) and help potential users pick their way through this "myriad of methods" (Coteur et al., 2019). A highly cited review by Singh et al. (2012, 2009) described 41 different methodologies and indices implemented mainly at the national and international levels, such as the "Human Development Index" or the "Compass Index of Sustainability", and categorized them according an updated version of a framework proposed by Ness et al. (2007). Several reviews and comparison studies that were more relevant to the agriculture sector have been published after a pioneer paper by van Der Werf and Petit (2002), which mainly dealt with a limited number of methods. Recently, Lampridi et al. (2019) performed a small meta-review of 16 review articles on SAMs and indicators published since 2005, and then reviewed 38 methods. However, they overlooked several review articles such as those by Schader et al. (2014), de Olde et al. (2016) and Eichler Inwood et al. (2018). These authors began with large samples (35, 48 and 48 methods, respectively), but then conducted more in-depth analyses on restricted samples (6, 4 and 9 methods, respectively). Although not published in a peer-reviewed article, the study by Wustenberghs et al. (2015) also deserves attention: it analysed 53 methods selected from a list of 170. Lampridi et al. (2019) analysed descriptors and evaluation criteria which were used in reviews of SAMs. Most provided general information on the methods (e.g. publication year, method purpose, target users, geographic scope, level of assessment, etc.) while some authors focused on specific points. Schader et al. (2014) looked at assessment precision; de Olde et al. (2016) covered operational aspects such as time requirement data availability; Eichler Inwood et al. (2018) examined spatial and temporal boundaries, dimensions, themes, indicators and methodological aspects; and Wustenberghs et al. (2015) focused on stakeholder participation and indicator characteristics. Many reviews addressed a specific indicator-focused theme such as pesticides (Bockstaller et al., 2009; Feola et al., 2011). Rasmussen et al. (2017) reviewed 84 studies and identified the "top three" themes covered: soil quality, greenhouse gases (GHG) and soil erosion.

This literature survey showed that most reviews dealt with a limited number of methods or case studies and focused on the most useful considerations for potential users: general descriptive aspects, operational issues or evaluation criteria of advantages and drawbacks (e.g. transparency,

sensitivity, data reliability). However, method design with concepts, assumptions and underlying methodologies could have been more deeply analysed to gain generic knowledge for a state of art and identify research gaps. For example, at the conceptual level, most studies listed only those aspects corresponding to the three basic sustainability dimensions (economic, environmental and social) covered by a method. Little was mentioned regarding their positioning in terms of three possible sustainability orientations: management-oriented, goal-oriented or property-oriented (Alkan Olsson et al., 2009; Hansen, 1996). Indicators are often described only in terms of a quantitative versus qualitative typology. They could have been analysed in much greater detail, such as by considering their positioning on the causal chain or their typology according to Bockstaller et al. (2015), who distinguished causal indicators from effect indicators. Causal indicators are based on single or simple combinations of variables, while effect indicators are derived either from model outputs or measurements. Such studies could be used to draw up methodological recommendations for assessment method developers and to identify research gaps.

To fill this gap, we conducted a conceptual and methodological review on a huge sample of 262 studies. This sample encompassed i) methodological frameworks with general characteristics, such as guidelines for indicator selection used to develop SAMs (a typical example of such a framework is the life cycle assessment – LCA (Haas et al., 2000; Repar et al., 2017)); ii) dedicated methods, which refer to generic SAMs based on a list of sustainability indicators that are more or less structured within a conceptual framework; these methods may or may not be aggregated at different levels and are meant to be implemented by end users; and iii) case studies where authors applied a list of indicators selected specifically for their study. Due to disciplinary barriers and because we considered the subject to be sufficiently vast, we restricted this review to only studies with an environmental dimension (hereafter ESAM) but did not set geographic limitations, with studies covering both temperate and tropical zones. This review aims to produce a state of art of the various published methods to identify research gaps in the field of sustainability assessment and provide ESAM developers with avenues for improvement. Key terms are defined in a glossary in appendix B.1.

2. Materials and methods

Figure 6 shows the different steps of the methodological path from the selection of the methods to the statistical analysis.

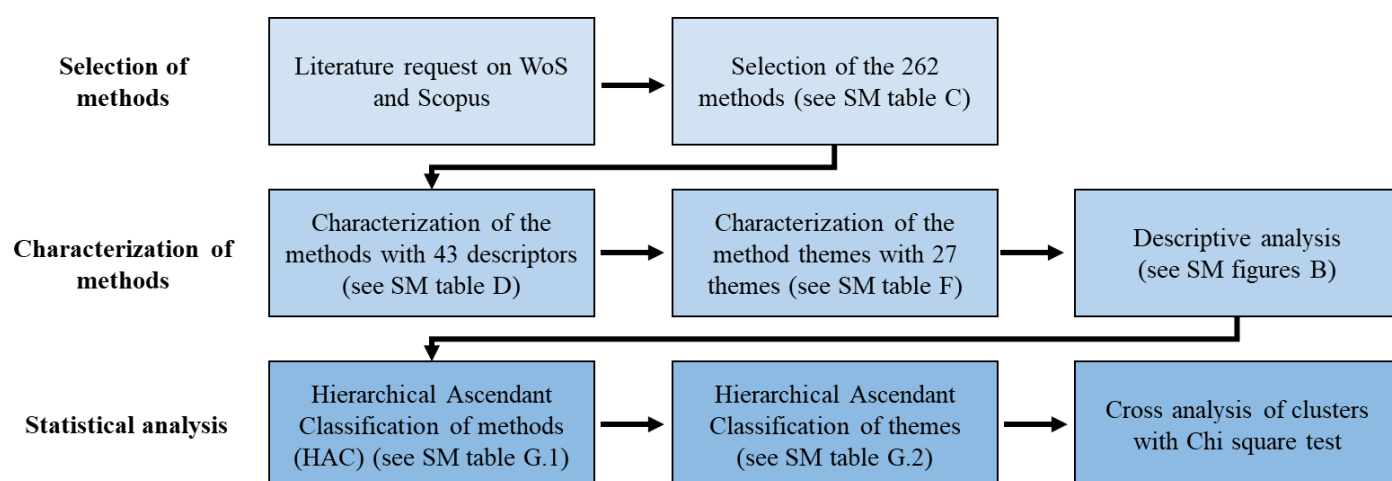


Figure 6 : Flowchart of the methodological path followed, including references to supplementary materials.

2.1. Selection of methods

The review process followed the main steps of the framework for systematic reviews in agricultural science (Koutsos et al., 2019) derived from the most widely used and more formal PRISMA framework developed by Moher et al. (2010). Our inventory covered the period between 1993 and 2019 and included scientific literature and grey literature. We ran the equation of Rasmussen et al. (2017) on Web of Science and the equations of Lampridi et al. (2019) on Scopus, applied to the study period (see equations in appendix B.2 in the supplementary materials). This database query was completed with ESAM from the inventories of Buckwell et al. (2014), de Olde et al. (2016), and Wustenberghs et al. (2015b) and our research group, who built the INDIC[®] database (GIS GC HP2E, 2018). These four reviews were carried out using a snowballing approach, where the reference list and citations of relevant papers were reviewed to identify new papers. Two authors reviewed the papers; one examined the entire set of papers and the second author reviewed at least half of them to reach a consensus. As noted by Levitan (2000) with regard to the pesticide risk indicator, several ESAM were published only in grey literature in reports, or more recently on websites. The whole inventory resulted in a dataset of 4,523 dedicated methods and case studies. We applied a set of elimination criteria (see Table 3) to eliminate any methods which did not have an environmental dimension or pertain to the agricultural sector, such as those focusing only on landscape or forestry management. The last criterion for articles published about a simple application of a dedicated method or methodological framework such as LCA helped eliminate the voluminous literature on LCA implementation. Only papers with methodological innovations were retained (e.g. a pioneering paper on adapting LCA to agriculture or a specific agricultural sector). After applying the elimination criteria, we obtained an inventory of 262 ESAM and case studies (see Appendix B.12 in the supplementary materials for the full list of references). As recommended by the PRISMA framework (Moher et al., 2010), the different steps are summed up in appendix B.3.

Tableau 3 : List of elimination criteria.

Elimination criteria	Explanation
Duplicate	Duplicates appearing due to cross-referencing of bibliographical sources.
Beyond the scope	Method assessing an area other than environmental sustainability and agricultural sector.
Monothematic	Method evaluating only one (or sometimes two) themes such as water quality.
Lack of detailed information	Indicators structuring the assessment method were not described.
Inaccessible information	Only the abstract, not the full paper, was accessible.
Old version of a selected method	Only the latest version of a method was inventoried.
Discontinued method	The method is no longer used.
Application of a dedicated method or method derived from a framework	The article described an application of a dedicated method or a methodological framework already described in another publication.

2.2. Selection of descriptors to characterize methods

When labelling methods, we decided to use the terminology from de Olde et al. (2016) – “dimension/theme/subtheme/indicator” – which is widely used and easy to understand. These authors noted the wide range of terms in use; for example, “indicator” is interchangeable with “metric” (Sikdar, 2003). Likewise, we use the term “method”, which some authors refer to as “tool”, “methodology”, “approach” etc. (Sala et al., 2015).

We defined a set of 43 descriptors to characterize the ESAM (Appendix B.14 in the supplementary materials), broken down into i) general descriptors, ii) descriptors covering the conceptual sustainability framework based on various themes, iii) descriptors for the indicator type, structure and design, and iv) descriptors for the system definition including scale or system boundary issues. We selected general descriptors such as method origin, geographic scope, purpose, target users, number of dimensions, themes and indicators, etc. based on the aforementioned review of Lampridi et al. (2019) and Wustenberghs et al. (2015). The various terminology used to describe the different method components (see previous paragraph) was inventoried to characterize the conceptual frameworks. We also added descriptors such as the sustainability definition orientation chosen by the method designer based on different main principles (Hansen, 1996). This orientation depends on the formulation of the item (themes, criterion, etc.). The framework may be i) management oriented when items are based on a management requirement (e.g. low pesticide use); ii) goal oriented when there is a direct link to an environmental issue (e.g. water quality or “pesticide in water”; Alkan Olsson et al., 2009); or iii) property oriented (e.g. productivity, López-Ridaura et al., 2005). It is important to consider the position of an indicator on the causal chain during analysis, as this determines the indicator’s ability to predict an impact (Bockstaller et al., 2015; Repar et al., 2017). The typology in Bockstaller et al. (2015), which combines the indicator’s position on the causal chain (causal versus effect), and the way indicator value is determined (predicted vs. measured) was also used to distinguish:

- causal indicators based on a single variable or simple combination of variables (mainly management), called “means-based indicators” by van der Werf and Petit (2001);
- predictive effect indicators derived from an operational and easy-to-implement model output or from a complex research-based model;
- measured effect indicators obtained from measuring an effect.

In addition to these conceptual descriptors, we used several others to describe methodological aspects such as the determination of indicators and reference values as well as aggregation. It is important to link an indicator to a reference value because the difference between the indicator raw value and the reference value is more informative than the raw value alone (Acosta-Alba and van der Werf, 2011). Aggregation can be problematic when it comes to trying to strike a balance between simplifying data and ensuring sufficient details and transparency (Tzivilakis et al., 2016). Opponents of aggregation often cite loss of information, subjectivity in the procedure and weighting issues as key problems. However, Bockstaller et al. (2008) argued that such issues can be overcome because non-aggregated indicators are often needed to analyse systems while aggregated indicators are used to compare systems and provide conclusions. Transparency can be determined by the degree of explicitness in the weighting procedure (Greco et al., 2019). Interaction between indicators is addressed qualitatively to know whether dependency exists between indicators in the calculation or interpretation phase (de Olde et al., 2016).

Lastly, we selected descriptors related to the system description. Temporal and spatial scale issues are important and were described more precisely than with a simple descriptor as in Wustenberghs et al. (2015b): details included their different components, resolution (the smallest grain), extent (the whole area or period considered) (Purtauf et al., 2005) and upscaling issues (Dalgaard et al., 2003). For temporal issues, descriptors were also derived from the typology in Ness et al. (2007): either retrospective, based on a real past situation (*ex post*) or prospective, based on a possible situation (*ex ante*). System boundaries, and more precisely the degree of coverage of a product’s life cycle, was also addressed. LCA not only covers direct effects linked to production systems (as in “conventional” assessments”), but also deals with indirect effects that occur downstream due to inputs as well as upstream due to product use and waste (Repar et al., 2017). Nevertheless, partial LCA on some themes such as energy consumption or GHG emissions must also be considered (Bockstaller et al., 2015).

2.3. Characterization of themes addressed by the methods

To take the analysis one step further than most reviews, which only deal with the dimension level, we also characterized the major themes. An indicator-level analysis would have been beyond the scope of such article due to the much higher diversity than at theme level (see, for example, reviews on nitrogen loss by Bockstaller et al. (2015); Buczko and Kuchenbuch (2010)). To cover the broad range of environmental dimensions, we selected 67 themes, among which are classic themes in the literature such as water and soil quality (Wustenberghs et al., 2015) and others based on our expertise. We divided them into several categories based on the causal chain:

- causal: landscape elements, management practices (e.g. tillage, crop inputs, livestock);
- system functioning: having to do with efficiency or resource/nutrient balances (e.g. water, nitrogen);
- agroecosystem services such as carbon storage and pest regulation that can reduce impacts or input use (Therond et al., 2017a);
- impacts: derived from LCA or other assessments (e.g. soil quality, erosion; see Repar et al., 2017; Sadok et al. 2009);
- systemic properties such as autonomy (López-Ridaura et al., 2005; Zahm et al., 2015).

Our analysis focused mainly on the 17 most represented themes among the reviewed ESAM, which occurred in at least 20% of studies.

2.4. Statistical analysis

Following a descriptive analysis, we performed a multivariate analysis to look for trends and clusters. We performed a first multiple correspondence analysis (MCA) for the 262 ESAM on 12 descriptors that we felt were most relevant and a second MCA on 17 themes (see Table 4) using RStudio version 1.3.959 and the FactoShiny package (Husson et al., 2010). Next, we performed a hierarchical ascendant classification (HAC) to obtain several clusters using the FactoMineR package. Finally, we ran a Chi-Square test to cross-check the HACs to determine whether the ESAM and theme clusters were independent or dependent.

Tableau 4 : List of the selected descriptors and themes for the hierarchical ascendant classification.

Method descriptors	Themes	
Age	Biodiversity	Crop management
Literature	Fertilizer management	Species diversity
Purpose	Pesticide management	Water management
Target user	GHG emissions	Crop diversity
Production	Soil erosion	NO ₃ leaching
Orientation	N balance	
Position	Soil organic matter	
Indicator type	Energy consumption	
Aggregation method	Water quantity	
Assessment type	Land use	
LCA methodology	Water quality	
Spatial resolution	Ecosystem diversity	

3. Results

3.1. Characterization of methods

3.1.1. General information on methods

The research equations described in Lampridi and Rasmussen logically resulted in the most ESAM, followed by the INDIC[®] database (appendix B.4). With regard to the chronological distribution between ESAM sources (appendix B.5), we observed that the INDIC[®] database provided the most methods for the first half of the review period; the equation research resulted in more methods for the second half. Most of the methods in our inventory came from scientific literature (81%). A total of 60% of studies dealt with a “dedicated method” while “case studies” represented only 37%; the remainder (3%) were “methodological frameworks”. Our ESAM sample covered 60 different countries in all. The major contributing countries were France (12%), Italy (8%), Spain (5%), China (5%) and Brazil (4%) (Appendices B.6 and B.7). Several ESAM were also developed in countries in the Global South, including India, Pakistan and Iran. For some countries like France, the United States, Australia and Canada, between 55% and 60% of the methods published in each country came from the grey literature (appendix B.7). One explanation could be that a mastery of French and English languages by authors favoured the selection of such literature, although some authors did read in other languages (German, Spanish, Italian). The yearly number of publications since the 1990s steadily increased until 2014 before dropping off; a similar trend was also found by Rasmussen et al. (2017) (appendix B.8). The proportion of methods published in the grey literature did not show any clear temporal trend. The drop in publications after 2014 occurred in both types of literature. One possible explanation could be the emergence of the ecosystem services concept and a shift away from developing SAMs to those dealing with ecosystem services. In most of the ESAM, a specific production sector was not specified, so we grouped them together under “various sectors”. This category is followed by “field crops” and “crop productions”, “mixed farming” and “dairy farming” (Appendix B.9). As noted by Bockstaller et al. (2015), the purpose of the assessment method should be specified because it can guide the selection of an ESAM. Nevertheless, we found that nearly three-quarters of methods sought to “provide knowledge”, and so we attributed this category to the method when no purpose was specified (Figure 7). This purpose far outranked the next categories and was followed by “identify the elements of an option to be improved” (11%) and “raise awareness” (10%).

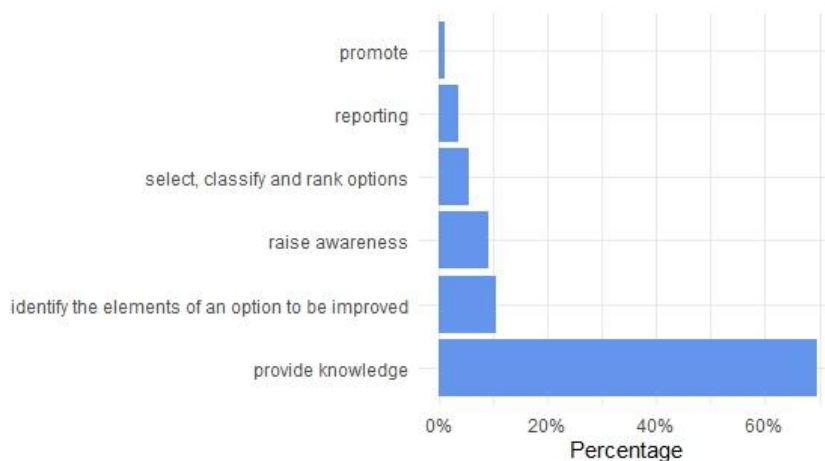


Figure 7 : Percentage of articles (n=262) according to the main purpose of the methods.

3.1.2. Conceptual framework

Figure 8A shows that most of the methods are goal-oriented (67%), followed by management-oriented methods. Although proponents of a property-oriented approach claim that a systemic approach is better addressed by a property orientation than by management or goal orientations (e.g. Bossel et al., 2000), few methods (6%) adopted such an approach. A goal-oriented approach is both more pragmatic and much easier to understand than a property-oriented approach. However, goal-oriented approaches were explicitly defined only for 6% of the ESAM while 84% of the ESAM were poorly defined and 10% were defined in a limited way.

Themes are mostly organized into “categories” that encompassed a combination of goals or environmental compartments, management practices or even properties (e.g. autonomy) (Figure 8B). The next items are “indicators” (15%) and “dimensions” (13%), which indicate whether a method is based on a unique indicator list without themes, or if indicators are only grouped within the three or more sustainability dimensions. Many authors did not use well-known frameworks such as DPSIR or PSR (Niemeijer and de Groot, 2008). One explanation is that there are few methods dealing with the country spatial level (see Figure 10B).

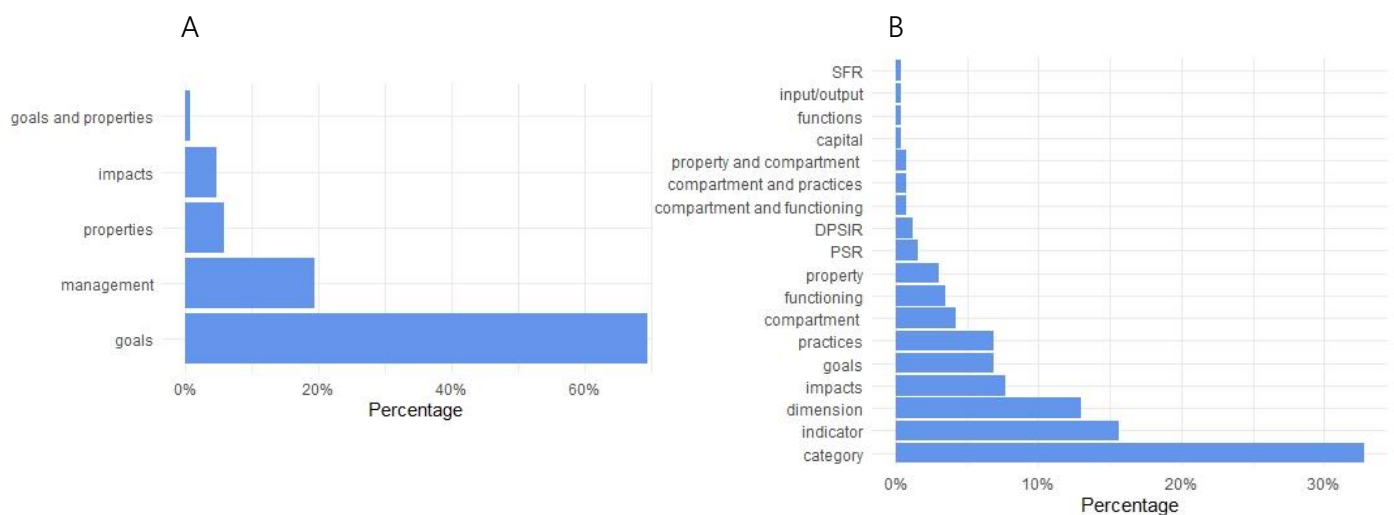


Figure 8 : Percentage of articles (n=262) according to A) method orientation and B) criteria organization. SFR: structure function response framework, see Wang et al. (2009); DPSIR: driving-force pressure state impact response; PSR: pressure state response (Niemeijer and de Groot, 2008).

The terminology used by authors to present their frameworks provided additional information (Appendix B.10). De Olde et al. (2016) noted the variety in the terminology, and our study more than confirmed this observation: we inventoried more than 100 different word combinations. The main term “indicator” was used alone in 30% of articles, reflecting methods based on a list of indicators, and was followed by the terms “dimension – indicator” (9%). This is where the consistency ended and the confusion began. The terms “criterion – indicator” or “theme – indicator” account for only 3% of articles, while the terminology proposed by de Olde et al. (2016) was only used by Lebacqz et al. (2013). We also noticed that some ESAM used the same terms but transposed them, such as “attribute – indicator” and “indicator – attribute” (e.g. Duncombe-Wall, 1999; Walker, 2002). The term “indicator” in the latter pair of terms is not

employed as a metric to assess a farming system characteristic but rather refers to the conceptual item guiding the selection of a metric.

3.1.3. Indicators

Most methods were based on indicators calculated only with management data (Appendix B.11). More specifically, 15% ESAM were designed with an indicator to assess the management strategy and state of the environment; in most cases, the environmental state indicator was based on an easily determined measurement such as soil observation (as in Candelaria-Martínez et al., 2014; Gomez-Limon et al., 2010; Yegbemey et al., 2014). A total of 13% ESAM were based on management strategy alone. Around 10% of the ESAM belonged to the category “management-emission-state”. Some were close to the first category when they included only one additional indicator assessing GHG emissions with a calculation method derived from operational IPCC Tier 1 or 2 calculations (IPCC, 2003), such as in El Chami and Daccache (2015); Kuneman and Fellus (2014); and Uhlman et al. (2016). The next category was “management-functioning” (7%). These were methods that used indicators based on management strategy and included one or two indicators calculating a nutrient or water balance or efficiency, such as in Laurent et al., 2017 and Moraine et al., 2017. The likely explanation for why most methods used indicators assessing management strategies is that they are easier to implement when data are available compared to calculating or measuring emissions or the environmental state (Niemeijer and de Groot, 2008; Payraudeau and van Der Werf, 2005; Repar et al., 2017).

The predominance of management indicators is also reflected by a majority of the ESAM (70%) based on “causal indicators”, which may or may not be associated with measured effect or predictive effect indicators (Figure 9A). Only 12% of the ESAM used only predictive indicators derived from model simulation outputs or operational models, which in their simplest form can indicate an emission factor. Methods derived from the LCA framework belong to this group. Less than 5% included only measured indicators that can be easily understood. Generally speaking, measurements require more time and money (Bockstaller et al., 2015).

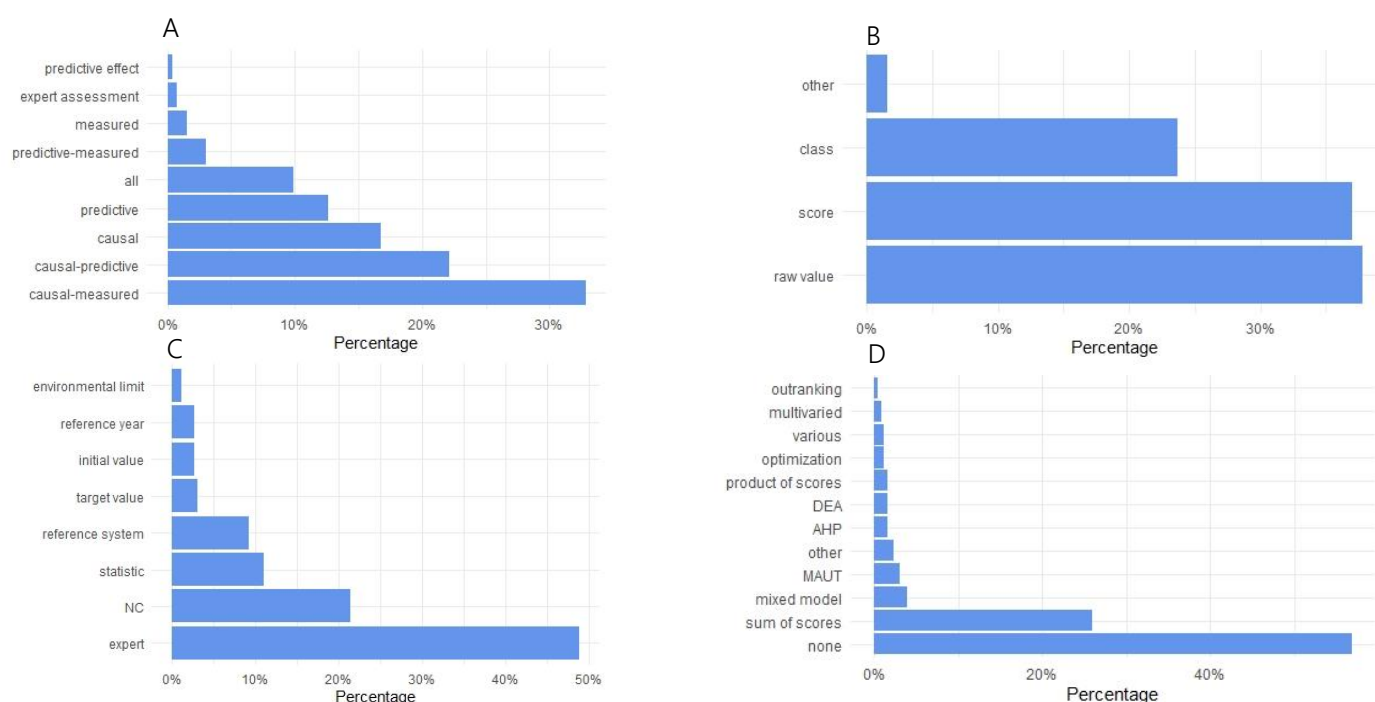


Figure 9 : Percentage of articles (n=262) according to A) indicator typology (see Bockstaller et al., 2015), B) indicator setting, C) nature of the reference for indicators, and D) type of aggregation methods identified. NC: Not concerned; AHP: analytic hierarchy process, see Egea and Pérez y Pérez (2016); DEA: data envelopment analysis, see Ullah and Perret (2014); MAUT: multi-attribute utility theory, see Van Cauwenbergh et al. (2007).

With regard to the general type of indicators, 78% of the ESAM were based on quantitative indicators while only 6% were strictly qualitative and 16% included both types. Figures 9B, 9C and 9D provide more information on indicator formatting. Most ESAM were designed with indicators expressed by a raw value of the measurement of a calculation or by a score, i.e. converting a raw value or category into a numerical value on different scales (Bockstaller et al., 2008). About 22% of the ESAM used qualitative indicators expressed by class. A large proportion of the ESAM (83%) linked a reference value to the indicators, most determined by experts (i.e. by the authors themselves, or in 128 of 218 the ESAM, via a participatory approach). Among methods with a reference value, 67% used an absolute value, but some were based on scientific data (environmental limit or target value, Figure 9C) while 33% of the ESAM used relative reference values. In this case, indicator values were expressed in relation to the value of a given year or the initial year of study (5%), to the value calculated for a reference system (e.g. conventional system) or to the calculation of a statistic (average, maximum or minimum value; 8.4%). This last class of reference value was often related to a normalization step before any aggregation procedure. A total of 16% of the ESAM involved aggregation by dimension or global sustainability, while aggregation by criterion was found in less than 10%. As Figure 9D shows, almost half the ESAM did not include an aggregation procedure and about 26% consisted of a sum of scores that require a normalization procedure, raising methodological discussion on subjectivity (Pollesch and Dale, 2015). In contrast, several well-known aggregation methods with a solid methodological foundation (Greco et al., 2019), such as outranking methods or mixed models, were used by few authors. Among the ESAM using aggregated indicators, 60% were developed with an explicit weighting procedure, whereas 9% were not totally transparent and 31% avoided the problem by not using weighting.

3.1.4. Systems

About 70% of the ESAM dealt only with direct effects (Figure 10A), which is unsurprising since Repar et al. (2017) called them “conventional assessment methods”. Only 5% of methods included LCA methods, but this is because our review did not include the enormous amount of literature on LCA implementation. As pointed out by Bockstaller et al. (2015), “conventional assessment methods” may include a partial LCA approach: in our review, this applied to 14% of the ESAM for energy consumption when they included indirect consumption (Castoldi and Bechini, 2010; Fernandes and Woodhouse, 2008) and 11% for several themes such as GHG (Hanegraaf et al., 1998; Nasca et al., 2006).

Figure 10B shows that the main spatial scale combination covered by the ESAM was calculation at farm level, either for a group of farms in a given territory (41%), or for a single farm (25%). This is not surprising as the farm is the central component decision unit in an agricultural system. Higher resolution at field and lower resolution at territory or country were less covered. The temporal resolution of assessment was not explicit in many methods (24%), but was implicit in the calendar year or the cropping period (from harvest to harvest). In 75% of the ESAM, the

assessment was carried out for one year; in the modelling study by Sands and Podmore (2000), calculations were performed at day resolution. Furthermore, 83% were *ex post* methods, 13% were *ex ante* and 4% were both.

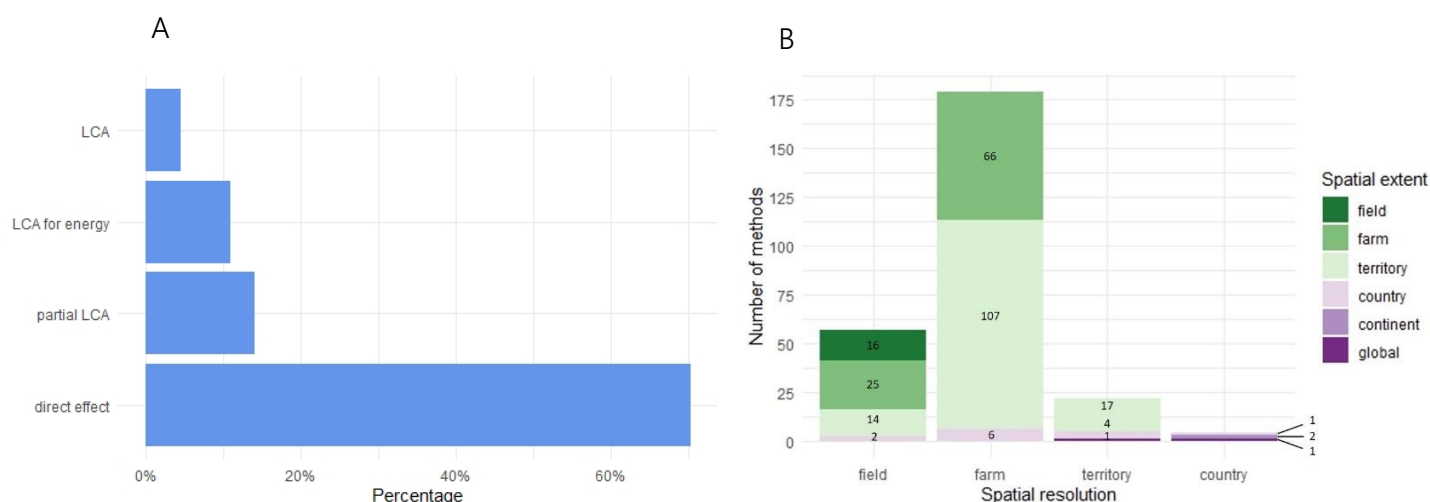


Figure 10 : Percentage of articles (n=262) according to A) the degree of use of the LCA methodology, and B) spatial resolution and extent chosen by the method.

3.1.5. Cluster analysis of methods

The 262 methods were clustered hierarchically into four clusters. We analysed the way in which characteristics were distributed within each cluster in order to label them: M1, M2, M3 and M4 with 62, 124, 59 and 17 methods, respectively (Appendix B.16 in the supplementary materials). We used cluster M2, which had the most methods, to identify dominant characteristics and then noted specific characteristics for the other clusters (Figure 11). The dominant characteristics are: i) a published method assessing sustainability at farm level, ii) providing knowledge to farmers, iii) aimed at various sectors with a goal-oriented framework, iv) delivering non-aggregated causal and measured management indicators (see Section 2.2.), and v) assessing direct effects. M1 is relatively similar to M2, although most of the ESAM were only published in the grey literature for farmers and had only causal indicators. Some of these methods aimed to increase farmers' awareness of sustainability themes, i.e. to provide them with general information to make them aware of a problem and encourage them to rethink their management practices. M3 and M4 are considerably different. Methods in M3 cover field crops and are aimed at *ex ante* assessment at field level. When specified, the purpose is to "select, classify and rank options", typically multi-criteria decision aid (MCA) problem. Indicators assess system functioning (balance, efficiency) and even emissions (see appendix B.16 in the supplementary material), and some methods include predictive indicators. M4 covers LCA-based methods (Moreau, 2016; Wang et al., 2019), which are impact-oriented methods with predictive indicators, including an impact assessment model as specified in LCA. Although M4 covers mainly field crops, this does not reflect the reality of LCA that was applied in many agricultural sectors but rather is due to the restricted selection of papers with a methodological innovation.

Method clusters	Literature type	Purposes	Target users	Production sector	Orientation	Position on causal chain	Indicator type	Aggregation method	Assessment type	Level of LCA methodology	Spatial resolution
M2 (n=124)	Scientific	Provide	Researchers	Various sectors	Goal	Management	Causal measured	No aggregation	Ex post	Direct effect	Farm
M1 (n=62)	Grey	Raise	Farmers	Various sectors	Goal	Management	Causal	Sum of scores	Ex post	Direct effect	Farm
M3 (n=59)	Scientific	Select	Researchers	Field crops	Goal	Functioning	Causal predictive	No aggregation	Ex ante	Partial LCA	Field
M4 (n=17)	Scientific	Provide	Researchers	Field crops	Impact	Impacts	Predictive	Sum of scores	Ex post	LCA	Field

Figure 11 : Illustration of hierarchical ascendant classification analysis characterizing the methods according to main (in grey) and specific (in colour) characteristics. Pale-coloured specific characteristics are not specific predominant characteristics but are important enough to be represented. For the purposes, "Provide" refers to provide knowledge, "Raise" to raise awareness and "Select" to select, classify and rank options.

3.2. Themes

3.2.1. Information on themes

Among the 262 selected ESAM, 10 themes stood out as they were found in more than 27% of the articles (Table 5). Biodiversity seems to be a key theme since it appears in almost half the articles, unlike themes related to ecosystem services. Indeed, only 5% of the methods explicitly mentioned at least one ecosystem service such as C storage (5%), food production (3%) or soil fertility services (2%). In Rasmussen et al. (2017), the five main indicators were: soil fertility, GHG emissions, soil erosion, land cover composition and nitrogen balance. In fact, five themes from Table 5 can be linked to indicators in Rasmussen et al. (2017): GHG (ranked second in both our study and in Rasmussen), fertilizer management (four and tenth, respectively), soil erosion (fifth and third, respectively), nutrient efficiency/balance (sixth in both studies) and soil organic matter (ninth and seventh, respectively). Despite these similarities, the ranking in our study was more diverse than in Rasmussen's study, who included indicators covering the same themes. Thus, two indicators of physical soil conditions and one on soil fertility, as well as two indicators on nutrient balances, ranked in the top ten in Rasmussen et al. (2017).

Tableau 5 : Frequency in percentage of the ten main themes found in the reviewed articles.

Themes	Reviewed articles
Biodiversity	44%
GHG emissions	41%
Pesticide management	40%
Fertilizer management	36%
Soil erosion	35%
Nutrient efficiency/balance	31%
Water quantity	29%
Energy consumption	29%
Soil organic matter	28%
Water quality	27%

3.2.2. Evolution of the themes covered since 1998

We calculated sliding averages over four years to smooth the evolution. Due to lack of data for the years 1994 and 1996, the sliding averages started in 1998. Figure 12 shows the evolution of the inclusion in ESAM of the four main themes from Table 5 between 1998 and 2019. There was a peak between 2015 and 2016, immediately followed by a significant drop. The themes of soil erosion and GHG emissions showed the greatest contrast in their evolution. The GHG emissions theme increased sharply in the 2010s while soil erosion was covered more regularly across the period with a smaller rise before stagnating from 2010 onwards. Biodiversity increased steadily since its emergence. The pesticide theme declined slightly in the 2000s before rising sharply, especially in the 2010s.

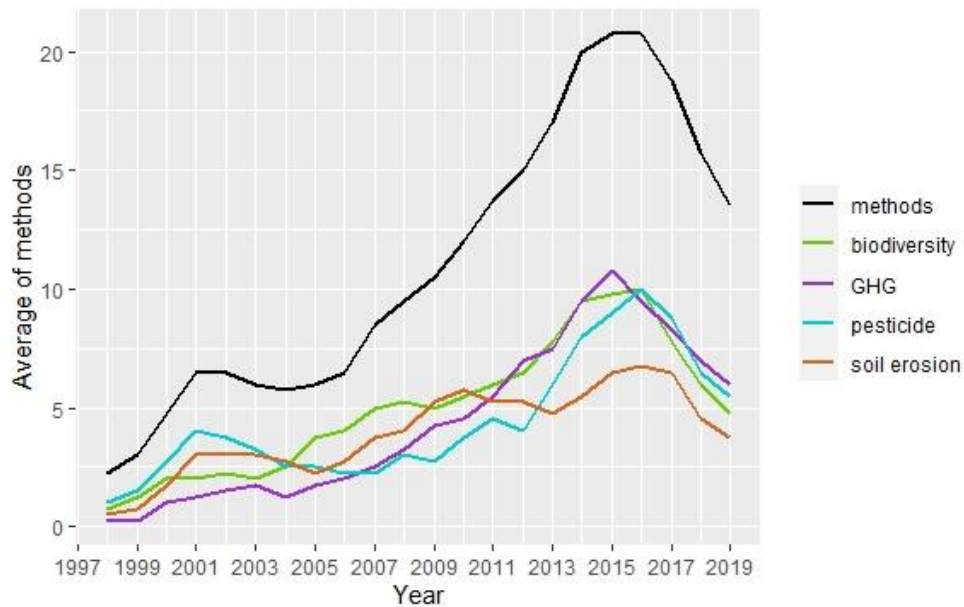


Figure 12 : Evolution of the inclusion of four main themes in the methods since 1998 (sliding average over four years).

3.2.3. Cluster analysis of themes

The main themes addressed by the 262 ESAM were clustered hierarchically into four clusters: T1, T2, T3 and T4 with 65, 101, 31 and 65 ESAM, respectively. The distribution was slightly more balanced than for the methods. After analysing the distribution of each theme in the cluster (see appendix B.17 in the supplementary materials), we then characterized each cluster (Table 6). While T1, T3 and T4 could be clearly labelled, T2 showed no clear trend. This could be because this cluster contains ESAM with very different associated themes that could not be put in a differentiated cluster. T3 shows the broadest range of themes, including both environmental and management themes, while T1 and T4 each had a narrow focus on either management or environmental themes, respectively. Surprisingly, cluster T1, which had two main management themes (pesticide and water management) did not include the absence of fertilizer management, which is more closely associated with nutrient emissions. Themes on ecosystem services or systemic properties did not influence the results because of their low representation.

Tableau 6 : Hierarchical ascendant classification analysis of the themes based on four clusters with a description and the number of methods for each cluster.

Cluster	Description
T1 (n=65)	Methods with management themes such as pesticides, water management and crop diversity.
T2 (n=101)	No clear trend. Two themes – nitrogen balance and greenhouse gas emissions – were most frequent.
T3 (n=31)	Methods addressing a broad array of management and environmental themes.
T4 (n=65)	Methods based on limited environmental themes such as GHG emissions, biodiversity, soil erosion, energy consumption and water quality.

3.3. Cross-checking method and theme clusters

The Chi-Square test shows a very high significant dependency between method clusters and theme clusters ($p\text{-value} = 1.59 \cdot 10^{-9}$). While the M1 method cluster has an equal distribution among the theme clusters (Table 7), this is not the case for M4, which has more methods in T4. For M2 and M3, the main theme cluster is T2, which seems to present a high variety of theme combinations. However, the second most represented theme cluster is T1, characterized by management themes for M2 whereas M3 and M4 are both characterized by T4.

Tableau 7 : Contingency table of the Chi-Square test on method and theme clusters.

	T1	T2	T3	T4
M1	14	16	18	14
M2	47	50	7	20
M3	4	27	7	21
M4	0	7	0	10

4. Discussion

4.1. Methodology

This review is novel in that it inventories an unprecedented number of ESAM from all over the world. Like Rasmussen et al. (2017) and Lampridi et al. (2019), we applied a systematic review, beginning with four search equations, whereas previously published reviews used a snowballing approach (e.g. de Olde et al., 2016). However, Rasmussen claimed their aim was not to perform a systematic review but only analyse a "robust sample from the literature", although they did implement a search equation. Badampudi et al. (2015) compared the efficiency of the systematic and snowballing approaches and did not definitively conclude in favour of one or the other. Indeed, Wustenberghs et al. (2015) observed that due to ever-expanding methods, "any effort

attempting an inventory of assessments can therefore at best be comprehensive, but not exhaustive". To make our inventory more comprehensive, we completed the inventory with two databases containing more than 100 methods, built by the snowball approach (Wohlin, 2014). In both the PRISMA framework (Moher et al., 2010) and the framework for systematic review for agricultural science developed by Koutsos et al. (2019), additional reviews may be added manually to fill gaps (Babí Almenar et al., 2021). For our review, 27% of the ESAM come from manual additions. Moreover, unlike de Olde et al. (2016), we analysed the whole inventory to obtain much more solid and representative results than with those previously obtained. De Olde and Wustenberghs carried out four (De Olde et al., 2016) to 53 samples (Wustenberghs et al. 2015).

A second novel aspect of this review lies in our aim to clearly identify and characterize conceptual and methodological trends across this broad inventory and to identify gaps in those domains. Unlike de Olde et al. (2016) and Marchand et al. (2014), we were not attempting to compare methods in order to help end-users select an operational method. Thus, we did not include descriptors on the type of data, the time needed for implementation etc. to evaluate feasibility. In all the cited reviews, we noticed a mix of real descriptors (e.g. assessment purpose, scales etc.) and evaluation criteria (user-friendliness, validation of results, transparency etc.; see Dale and Beyeler (2001); Binder et al. (2010); Bockstaller et al. (2009); Bonisoli et al. (2018); Marchand et al. (2014)). However, in our study, some descriptors or themes could also be used to evaluate and help users select a method (as we discuss in section 4.3.). The Excel files provided in appendices B.13 and B.15 in the supplementary materials may be used as a database to select methods meeting a research query, based on a set of descriptors (e.g. methods based on LCA for arable crops at farm level) or themes. Our study is also much more comprehensive and identifies 43 descriptors. This is considerably more than the eight to 30 descriptors cited in the reviews by de Olde et al. (2016); Eichler Inwood et al. (2018); Lampridi et al. (2019); Schader et al. (2014); and Wustenberghs et al. (2015b). Another original aspect is the secondary focus of our review, which looks at the environmental themes assessed by each method at a finer resolution than only at the three sustainability dimensions (economic, environmental, social), as in de Olde et al. (2016) or Wustenberghs et al. (2015b). The variety of topics or themes were added by Schader et al. (2014) without any qualitative analysis. Schader et al., just like de Olde et al. (2016), also performed a theme coverage analysis by comparing similarities and differences between a few methods but without looking at specific themes. Eichler Inwood et al. (2018) carried out a qualitative analysis with the descriptor "Efforts to identify agro-ecosystem processes or patterns" and provided general information on the assessment themes, but not a detailed list of themes by methods. This part of our review is inspired by Rasmussen et al. (2017), who limited their study to tropical areas and thus obtained a much a smaller inventory. Rasmussen et al. worked on indicators while we tried to be more generic by using themes. This led to differences as analysed in section 2.4. However, in our reviewed methods, there was not always a clear difference between indicators and themes. For example, in some ESAM (Röös et al., 2014; Santiago-Brown et al., 2015), indicator naming is very vague and similar to a theme, although the ESAM is not structured by theme. Lastly, we were able to use the cluster analyses to synthesize information by going further than a descriptor-by-descriptor analysis to obtain general results. Such a step was recommended by Wustenberghs et al. (2015), who were unable to do so for lack of time. Recently, Gésan-Guiziou

et al. (2020) showed the potential of such an analysis by applying it to the review of multi-criteria decision aid methods in agrifood systems.

4.2. Results

This comprehensive review demonstrates that several items that should characterize an assessment method were poorly described. Indeed, several authors stressed the need to clarify “preliminary choices” (Bockstaller et al., 2008) or “basic features” (Marchand et al., 2014) before any method selection or design to ensure that methods will fit the end users’ needs. In particular, the purpose and end users of the methods were not always specified; in this case, we assumed that the method developed remained in the scientific domain and aimed to provide knowledge to researchers. If the spatial scale was defined or could be easily deduced, the time scale was not always explicitly defined. The calendar or cropping period (from harvest to harvest) was the implicit temporal resolution and the extent depended on the project duration. Following Smyth and Dumanski (1995), we added a descriptor on the expected time period for which a system is assessed to be sustainable. This was in accordance with a sustainability definition class given by Hansen (1996), described as “an ability to continue”. Indeed, sustainability is intrinsically linked to a temporal notion. However, only two methods explicitly addressed this point (Berroterán and Zinck, 1997; Sands and Podmore, 2000). The first referred directly to the scale of Smyth and Dumanski (1995) while the second explored different time scales using an aggregated indicator, which they obtained by aggregating 15 predictive indicators calculated with the EPIC model. We expected to see transparency issues with weighting, which is a subjective exercise that should be as transparent as possible (Gan et al., 2017; Greco et al., 2019), but results showed that weighting was transparent for most methods, and that method developers do take the need for transparency into consideration.

However, the main need for clarification lies with terminology. Overcoming the inconsistent usage would require an ontology (Konys, 2018), but this goes beyond the scope of this article. One important point is that the difference between the conceptual item used to select an indicator (e.g. theme, attribute or criterion) and the item providing the assessment (e.g. indicator, metric) is not entirely clear, and sometimes even transposed. For example, for method 22, “indicator” is used for both the conceptual and assessment items. For method 10, “attribute” addresses the conceptual item and “indicator” the metric assessing it, while for method 23, “indicator” is related to the conceptual item and “attribute” to the metric assessing it. Regardless, the conceptual framework behind the method should not be limited to a list of indicators or dimensions. Three terms emerged in Appendix B.10: “impact”, “criterion” and “theme”. “Impact” comes from the LCA branch, and is related to the causal chain for the environmental dimension. “Criterion” comes from operational research, or multi-criteria decision analysis (MCDA) (Cinelli et al., 2020). But as pointed out by Fagioli et al. (2017), in operational research, the term “criterion” actually refers to the indicator used in sustainability science, so we would prefer the term “theme/sub-theme”, which is quite neutral compared to “issue” and less theoretical than “attribute” or “variable”. “Goal” could be also used, but this imposes an orientation on the conceptual framework (see next paragraph). “Goal” also speaks mainly to a policy level, such as the 17 Sustainable Development Goals (Sachs, 2012). The “dimension” level can remain a commonly accepted first level. Some

authors used the term “principle” as a first level of very general concepts, which could be placed between “dimension” and “theme” within the “dimension/(sub)themes” framework.

With regard to the conceptual framework, most of the ESAM are based on an explicit or implicit goal-oriented framework, although once again, in many cases “goals” are not explicitly defined across the 262 ESAM. Alternatively, Bossel (2000) argued that sustainability assessment should not depend on an “intuitive” selection of indicators (or themes) and therefore proposed a list of seven basic “orientors” like system existence, security, freedom etc. In fact, there is no general consensus on the properties as reviewed by López-Ridaura et al. (2005), who proposed other options such as “productivity” or “equity” in the MESMIS framework. In any case, this systemic property-based approach is too theoretical for practical application by farmers, and the selection of indicators linked to such properties is not obvious (Alkan Olsson et al., 2009). However, resilience and robustness issues have become increasingly important, and farmers are taking more interest in them (see the discussion below on this point). To reconcile this dual orientation, Zahm et al. (2018) linked an assessment based on goals and on properties (productivity, robustness, autonomy, territorial anchorage and global responsibility) in the latest version (v.4) of the IDEA method.

With regard to indicators, it should be noted that a large majority of the ESAM used causal indicators that were mostly based on management data, even in goal-oriented ESAM (Figures 9A and 8B). For example, a theme such as “water quality” is assessed using a causal indicator (e.g. “amount of pesticide active ingredient”) while “preservation of biodiversity” is assessed using the same indicator or a percentage of semi-natural habitat. As Bockstaller et al. (2015) and Repar et al. (2017) pointed out, positioning such indicator at the beginning of the causal-effect chain raises a problem of predictive quality because the actual effect assessed by the indicator is not directly related to the indicator. This was clearly demonstrated for pesticide risk indicators in relation to water quality (Pierlot et al., 2017). For biodiversity, some causal indicators were partially correlated to species counting for a very broad range of land use types (Billeter et al., 2008) but not within one type of land use such as arable farming. Such validation studies should be conducted theme by theme (see also Buczko and Kuchenbuch, 2010). Nevertheless, many methods use causal indicators because they are easier to implement than measuring effects or calculating a predictive indicator requiring more data. Another reason could be the role of empirical knowledge in creating indicators and the adaptation of these indicators by users to their situation, which was highlighted in Girard et al. (2015). In several methods that combined causal and measured or predictive effect indicators, the measurement or calculation remained quite easy and accessible to non-specialists (e.g. soil observation of erosion marks in fields, without measuring the amount of soil loss as a reference).

Another indicator-related issue is the selection of a reference value. The majority of ESAM use reference values and two-thirds of those values are absolute reference values, which is a positive point. Absolute references are used to make an “absolute” assessment such as “the system is or is not sustainable”. In the case of a relative reference, the system will be considered as “better or worse” than a “reference system”, but this does not mean that the system is sustainable, since the outcome will depend on the reference system (see Acosta-Alba and Van der Werf, (2011). Until recently, most LCA studies compared an alternative option (generally a product) to a reference

option and hence used a relative reference. Bjørn et al. (2015) also advocated for absolute references to avoid any greenwashing. Since LCA is based on quantitative impact indicators, some authors tried to adapt the planetary boundaries based on available scientific knowledge (Rockstrom et al., 2009; Steffen et al., 2015). However, this is not possible for causal indicators or qualitative indicators as in DEXiPM (Pelzer et al., 2012). Therefore, most absolute reference values in the methods are provided by “experts”, i.e. authors or a group of external experts with stakeholder participation in some cases (15% of the ESAM).

Aggregation is another point that inevitably leads to debate in the scientific community (Greco et al., 2019; Nardo et al., 2005; Pollesch and Dale, 2015, 2016). Nardo et al. went so far as to say there were “two camps in the literature: aggregators versus non-aggregators”. Most of the methods did not include an aggregation step, which may reflect careful consideration by ESAM developers; however, it may also be linked to the method purpose, which in most cases was to provide knowledge, and therefore to shed insight on agricultural system performance. One result that deserves attention is the weak penetration of methods from operational research such as MAUT, AHP, mixed models and the outranking method (Sadok et al., 2008), and that the sum of scores is the most-used aggregation method, which raises concerns about the independence of indicators, compensatory rules between indicators and subjectivity (Gan et al., 2017; Nardo et al., 2005). Sadok et al. (2008) called for the use of mixed models that partially characterize the M3 cluster (see Appendix B.16). But without linking to a fuzzy logic, such aggregation suffers from the threshold effect (Bockstaller et al., 2017).

The cluster analysis brought clarity to the “zoo” of SAMs (Pintér et al., 2012). The first two clusters encompass methods (M1 and M2, see appendix B.16) which are generally operational with causal indicators as previously discussed. However, cluster M1 targets farmers predominantly through grey literature publications, whereas cluster M2 is developed for researchers and published in peer-reviewed papers. Both clusters cover what Repar et al. (2017) called “conventional assessment methods”. M4 is characterized by LCA-based methods and confirms this specific branch, which was also identified by Ness et al. (2007) and Singh et al. (2012). Cluster M3 deserves further attention as it is dominated by *ex ante* assessment methods. A review by Sadok et al. (2008) showed that agronomists advocate for such methods to design new field cropping systems. The MASC (Sadok et al., 2009) and DEXiPM (Pelzer et al., 2012) are typical methods found in this cluster. Despite the lack of a clear definition of the second cluster theme (T2), cross-checking of both cluster analyses provides interpretable results. It seems that ESAM developers in cluster M1 explored all cluster themes. This could be due to data availability (Repar et al. 2017) and evaluation context. The link between clusters M2 and T1 shows that operational methods in many cases focus on management themes, although M2 shows the same with ESAM associated with the undefined cluster T2. A non-negligible share of the methods in clusters M3 and M4 are associated with T4 and mainly based on environmental themes. In cluster M4, which is characterized by LCA methods, most are related to T4, described by a few environmental themes. Although some T4 themes such as biodiversity have been poorly covered in LCA until recently (Curran et al., 2016; Gésan-Guiziou et al., 2020), the other T4 themes are typically covered by LCA. For M3, some methods such as INDIGO (Bockstaller and Girardin, 2010) and EMA (Lewis and Bardon, 1998) typically encompass a few environmental themes.

4.3. Research gaps

Our review also identified several gaps that should be put on the sustainability assessment research agenda. One thematic gap concerns ecosystem services, which were generally neglected by the methods, although publications on this theme have increased tremendously in recent years (Vihervaara et al., 2010). This is likely because this concept was not sufficiently disseminated in sustainability science, as was the case with the ecosystem services and the multifunctional agriculture communities (Huang et al., 2015). Therond et al. (2017) highlighted the role of ecosystem services as a key factor in classifying agriculture types. But it seems that there some overlap between ecosystem services and “classical” environmental themes in some frameworks, such as in Tsonkova et al. (2014) or Gallardo et al. (2016), who both classified the theme “erosion” as a service, while Tsonkova et al. considered NO₃ content in water a service. In fact, the impacts result from an interaction of ecosystem processes and anthropic factors. This is illustrated by Fegraus et al. (2012), who proposed two indicators that could be used when considering water quality as an ecosystem service: bare soil (absence of soil cover) and the amount of an agricultural pollutant. The first is an ecosystem service indicator that assesses the role of a process (soil cover), while the second assesses the anthropic driver and should be linked to the impact category. With regard to climate change, GHG emissions are assessed, but only a few cases consider the ecosystem service of carbon storage, such as CAP2'ER (Moreau, 2016), and even fewer consider albedo (soil reflectance) as pointed out by Carrer et al. (2018). Thus, we suggest clearly integrating ecosystem services into SAMs and separately from impacts. This will help provide insights on system functioning and the role of the ecosystems in mitigating or amplifying an impact, as well as offer more complete information on the negative impacts of agriculture along with positive contributions in relation to its multifunctionality (Huang et al., 2015).

Another thematic gap deals with pollution from dissolved organic carbon and nitrogen due to their impact on water quality (Stanley et al., 2012). However, data are still scarce. The studied methods did not deal with emerging themes such as pollution from antibiotics and other medicines use in agriculture (Du and Liu, 2012) or microplastics (Horton et al., 2017), and the interactions between both types of pollutants received even less attention (Lu et al., 2020). With regard to antibiotics, Lynch et al. (2019) stated in their research of sustainability indicators for Ireland that the only indicators that could be proposed would be based on national statistics of antibiotic use. This would be a causal indicator which provides no information on the risk of antibiotic resistance. Agricultural soils are not only major receptors of microplastics through sewage sludge but also a source of microplastics through plastic mulches and polytunnels. Data exist for sewage sludge but not for mulches and polytunnels (Horton et al., 2017). The impacts of microplastics could be again assessed by causal indicators such as the amount of plastic used or amount of waste. In our review, 12% of the methods covered waste management and some addressed plastic use (e.g. FAO, 2013; Melo and Wolf, 2005; Schader et al., 2014), while others considered it to be of low importance and excluded it (Kuneman and Fellus, 2014). Vanham et al. (2019) proposed a measured indicator of plastic waste density in coastal water. But no authors referred directly to the impact of microplastics.

Another major gap deals with interaction between indicators. This subject was very poorly covered by the methods (just four of 262), although Binder et al. (2010) recommended it as a

criterion to evaluate the systemic dimension and de Olde et al. (2016) used it to compare methods. Furthermore, Gan et al. (2017) noted the need to label interactions between indicator results before choosing an aggregation method since additive aggregation methods are not suitable when there are interactions. In our review, interactions between indicators were not addressed at this level aside from studying relationships between indicators, namely causal indicators used to assess management and effect indicators (Smith et al., 2000; Trivino-Tarradas et al., 2019). Binder et al. (2012) proposed plotting the range of variation in indicator pairs to identify the sustainability solution space, i.e. the space of the plot for which indicators are considered as sustainable based on the reference value. Finally, Küstermann et al. (2010) proposed a systemic representation of different indicators assessing nitrogen flows and losses in farming systems, but this was a unique case for nitrogen only.

One final methodological gap pertains to scales, known to be “a difficult issue” (Scholes et al., 2013). We observed that for the spatial dimension, most of the ESAM calculated indicators at a given resolution (farm level for those that were most represented) and extent (e.g. territory for those most represented) as shown in Figure 10. But once again, very few explicitly detailed an upscaling or downscaling procedure (four of 262 methods). While Tziliavakis and Lewis (2004) proposed a disaggregation method to make the indicators at country level more meaningful at farm level, other authors proposed an aggregation method. Delbaere and Serradilla (2004) derived statistics from indicators calculated at a lower level to obtain a higher-level indicator expressed as a percentage of area associated with a value class of the lower-level indicator (e.g. for the erosion indicator calculated for a 50 km x 50 km grid cell, for the country level they obtained an erosion class covering 50% of the country area). This is a statistical upscaling while Bartolini et al. (2007) carried out a linear aggregation by weighted sum of indicator results of farms according to the share of usable agricultural area belonging to that farm type. Chopin et al. (2017) calculated statistics just as Delbaere and Serradilla (2004) (e.g. for pesticide risk indicators) or by using a sum of the indicator values (e.g. farm income) at regional level. It is noticeable that non-linear aggregation as proposed by Dalgaard et al. (2003) or Scholes et al. (2013) was not implemented. This can be explained by the need for more knowledge on processes, although Dalgaard et al. (2003) suggested an easy example for energy consumption, taking into account the distance from farm to field rather than just field size. Lastly, only one method (Smith et al., 2000) integrated spatially explicit information in the calculation of indicators; this was also done for hydrological aspects by Wohlfahrt et al. (2010) using the INDIGO method (Bockstaller and Girardin, 2010). However, this requires additional data collection and processing efforts that exceed the skills and means of most ESAM developers.

With regard to the temporal dimension, we noted that the calendar or cropping period (from harvest to harvest) is often the implicit temporal resolution. Two studies explicitly defined a long-term scale (Berroterán and Zinck, 1997; Sands and Podmore, 2000). Berroterán and Zinck (1997) carried out an *ex post* assessment at national scale (Venezuela) while Sands and Podmore (2000) opted for an *ex ante* assessment by modelling. However, the authors did not integrate dynamic concepts such as resilience or robustness, which can be linked to sustainability, into their assessments. In our review, eight methods addressed robustness/resilience, including Zahm (2008) in the IDEA v.4 method, and three included adaptability/flexibility (see López-Ridaura et al. (2005)). Although the authors of these eight methods defined robustness and adaptability in a

dynamic way, they only proposed a list of static indicators (calculated for one year). In fact, they followed one of the approaches reviewed by Urruty et al. (2016) which is based on a set of indicators describing internal system features. Urruty et al. (2016) identified two other approaches: one based on an analysis of output variability and the other on an analysis of system behaviour in the event of a perturbation or shock. In a recent review, Dardonville et al. (2020) identified about 50 papers that quantitatively assessed resilience/robustness/vulnerability. However, all of those papers only dealt with one or two sustainability themes (in many cases profitability or productivity). There is a need to continue such studies, but they need to take a multi-criteria approach to a set of sustainability indicators. Starting with the study by Sands and Podmore (2000), one possibility would be to integrate one or several years with a strong perturbation (e.g. severe drought or water excess) in climatic series and model the system behaviour to calculate the time of system recovery, which could be an indicator of resilience. Such a study would require a modelling effort and adapted datasets.

5. Conclusion

In this study, we performed a review of unprecedented size of environmental sustainability assessment methods from all over the world. The main aim was not to look at comparison criteria, even if the databases describing the methods may make it possible. Rather, we sought to thoroughly analyse the conceptual and methodological framework behind these methods as well as the environmental themes they covered. We identified four clusters of method descriptors and four clusters of environmental themes. Two of the method clusters – one characterized by *ex ante* methods to select, classify or rank at field level and one characterized by LCA – mainly deal with limited themes covering the main environmental issues (climate change, water quality, soil erosion etc.).

ESAM developers can take away several general recommendations from our review. The first is a need for clear, consistent terminology. We showed that even the most frequently used term “indicator” does not have a consistent definition. Furthermore, ESAM should have explicitly stated purposes, target users and temporal scales. We observed many studies where this information was only implicit, although authors did make an effort to be transparent when they associated a reference value or a weight with specific indicators.

Additional efforts must be made in selecting indicators positioned on the causal chain at emission level or for impacts, such as in LCA. An alternative would be to select causal indicators based on process knowledge. Additional research gaps include considering indicator interactions before aggregation when necessary, going beyond a simple sum of scores when aggregating indicators, and dealing with upscaling and spatialization issues. A further challenge that remains is to integrate a dynamic approach based on the study of resilience or robustness, not only for a single criterion such as productivity or profitability but with multiple criteria. In the future, ESAM must also address emerging environmental issues such as pollution from antibiotics or microplastics and the integration of ecosystem services. Lastly, a similar study should be conducted for the social and economic dimensions with some adaptations, especially with regard to indicator typology in relation to the causal chain and themes.

Acknowledgements

This study is part of a PhD research project supported by a grant (n°2019/0020) overseen by the French National Research Technology Agency (ANRT). The authors would like to thank Philippe Girardin for having initiated this research 15 years ago; Jérôme Rosnoblet and Chloé Schneller for their early contributions to the INDIC[®] database; Pauline Feschet and Emilie Thomas-Delille for the INDIC[®] database; Maria Lampridi (IBO, University of Thessaloniki) for the literature database; Allan Buckwell for the file of methods supporting his report; the members of the PhD steering committee, Frédérique Angevin, Philippe Jeanneret, Nicolas Munier-Jolain, Olivier Therond and Clotilde Toqué for their advice, and Jean Villerd for statistical support.

CRediT authorship contribution statement

Christian Bockstaller and Emma Soulé: Conceptualization, Investigation, Formal analysis, Writing - original draft, Writing - review & editing, Visualization. Nadia Michel and Philippe Michonneau: Conceptualization, Writing - review & editing, Visualization.

Chapitre 2 : Construction d'une nouvelle méthode d'évaluation de la durabilité environnementale des systèmes agricoles

Résumé du chapitre 2 : Construction d'une nouvelle méthode d'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles

Intérêt et position du chapitre dans la thèse

Ce chapitre présente le cadre conceptuel de la méthode d'évaluation de la durabilité en milieu agricole et l'ensemble des indicateurs retenus. Nous proposons également dans cette partie un cadre analytique pour évaluer conjointement les services écosystémiques et les impacts environnementaux. Enfin, ce chapitre décrit les indicateurs innovants qui ont été développés durant cette thèse. La synthèse bibliographique effectuée dans le chapitre 1 a servi de socle pour l'élaboration du cadre conceptuel et a guidé le choix des indicateurs.

Contexte

Malgré la multitude de méthodes d'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles existant dans la littérature scientifique, seules un certain nombre s'intègrent dans un cadre conceptuel, se limitant le plus souvent à une liste d'indicateurs. De plus, on constate que très peu d'indicateurs de SE figurent dans ce type de méthodes. Or, les études sur les services écosystémiques encouragent à mieux les prendre en compte dans les méthodes d'évaluation de la durabilité afin d'évaluer conjointement les services écosystémiques et les impacts environnementaux et d'obtenir une appréciation globale des performances environnementales des exploitations agricoles.

Questions de recherche

1. Comment évaluer les avantages et les impacts découlant de l'écosystème agricole ?
2. Comment analyser conjointement les services écosystémiques et les impacts environnementaux ?
3. Quelles sont les thématiques environnementales nécessitant de nouveaux indicateurs prédictifs ?

Méthodologie

Pour construire le cadre conceptuel de la méthode d'évaluation de la durabilité, nous nous sommes appuyés sur les cadres de la méthode MASC 2.0 et sur l'étude EFESSE pour l'intégration des SE et du concept d'avantage. Les indicateurs retenus sont issus de la méthode MASC 2.0, de la méthode INDIGO et de l'outil SYSTERRE®. Quatre indicateurs ont été développés afin d'avoir des indicateurs prédictifs pour les thématiques environnementales suivantes : l'érosion et le ruissellement des sols, les pertes en phosphore, l'albédo et la conservation de la biodiversité.

Résultats principaux

Dans un premier temps, nous avons positionné les concepts d'impact environnemental et de service écosystémique en liens avec d'autres comme celui d'avantage dans un cadre théorique. Le cadre conceptuel développé à la suite pour notre nouvelle méthode d'évaluation couvre 22 thèmes dont 7 avantages et 15 impacts environnementaux qui dépendent de 14 indicateurs de SE, de variables du milieu et de processus technologiques. Le cadre analytique élaboré pour évaluer conjointement les services écosystémiques et les impacts environnementaux permet de distinguer 4 situations selon les niveaux des SE et des IE. Enfin, les nouveaux indicateurs permettent d'estimer avec des données de pratiques agricoles classiques les performances des exploitations agricoles.

Apport pour la thèse et la recherche en général

Le travail réalisé dans ce chapitre fournit un cadre conceptuel pour évaluer la durabilité des exploitations agricoles avec des indicateurs de services écosystémiques et des impacts environnementaux. Il participe ainsi à faire converger les travaux sur l'évaluation des SE et celle des IE qui étaient jusqu'à présent réalisés séparément. Les nouveaux indicateurs développés dans ce chapitre viennent également enrichir la liste des indicateurs retenus de divers méthodes.

Productions scientifiques

Un article scientifique en révision dans *Ecological indicators*.

Partenariats

L'indicateur sur l'albédo a été développé avec l'aide de deux chercheurs du Cesbio à Toulouse : Éric Ceschia et Morgan Ferlicoq.

Le travail sur l'indicateur I-BIO est le fruit d'une collaboration avec deux chercheurs, Cathy Hawes et Mark Young, du James Hutton Institute (conception de l'indicateur et test sur le jeu de données écossais) ainsi qu'une collaboration avec Laura Henckel de l'UMR Agroécologie de Dijon (jeu de données 500 ENI et analyses sur le groupe des plantes). Daniel Cluzeau de l'Université de Rennes a également été sollicité pour les tests de validation sur les vers de terre. Pour finir, nous avons échangé durant ce travail avec Enzo Armarolli de l'association Noé pour le jeu de données sur les invertébrés volants et les oiseaux.

1. Cadre conceptuel de la méthode d'évaluation

Ayant fait le constat dans la revue de littérature (Soulé et al., 2021) que nombre de méthodes évaluant la durabilité environnementale ne s'appuient pas sur un cadre conceptuel, il nous a semblé essentiel de consacrer une section pour présenter notre proposition de cadre conceptuel. L'objectif de ce cadre conceptuel est d'intégrer les services écosystémiques et les impacts environnementaux. Avant de présenter ce cadre, nous avons développé un cadre théorique pour positionner clairement services et impacts en nous appuyant principalement sur les travaux de Therond et al. (2017) et Barot et al. (2017).

1.1 Cadre théorique

En nous appuyant sur les schémas de Therond et al. (2017), Barot et al. (2017), Bergez et al. (2022), nous avons représenté schématiquement un système agricole comme une exploitation agricole. Nous avons distingué une partie socio-économique (système d'exploitation) et une partie biophysique (l'écosystème agricole) sans détailler ce qui est extérieur au système agricole. Comme illustré sur la figure 13, l'écosystème agricole est soumis à des processus biophysiques qui vont modifier l'état et le fonctionnement du système ainsi que les services écosystémiques de régulation associés à ces processus. Pour arriver à ses objectifs en termes de performances économiques, l'agriculteur apporte des intrants qui peuvent être de la matière (ex : engrais, produit phytosanitaire) ou de l'énergie (ex : travail du sol) (point 1 sur la figure). Pour cela, il tient compte des changements d'état et de fonctionnement de l'écosystème agricole tels que la présence de maladie ou de carence et intervient en conséquence. Il peut également agir pour favoriser les SE de régulation afin d'en retirer des avantages via la technologie (ex. machines agricoles) ou le capital (ex. eau) (point 2). Nous avons suivi la proposition de Tibi et Therond (2017) et de Barot et al. (2017) pour séparer les services écosystémiques des avantages dus aux processus écosystémiques ou à l'activité humaine, en interaction avec les caractéristiques du milieu telle que la profondeur du sol. Dans le cas du SE de stockage et restitution de l'eau, l'agriculteur, en apportant des amendements organiques et en limitant le travail du sol, facilite la création de micropores du sol et favorise le stockage de matière organique, aussi favorable à la rétention en eau. L'expression de ce SE permet à l'agriculteur d'en retirer plusieurs avantages : en effet, le fait de moins irriguer ses cultures entraîne un gain en temps de travail, un gain économique et une économie en eau (Abdallah et al., 2021; Page et al., 2019). Dans le cadre de ces travaux de thèse, les SE de régulation mobilisés sont les suivants : la fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées, la structuration du sol, la stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion, la régulation des graines d'adventices, des insectes ravageurs et des maladies et la régulation du climat global par atténuation des GES et par le stockage de carbone.

Un certain nombre de biens, services et impacts environnementaux vont être engendrés par l'écosystème agricole. Il y a premièrement les biens agricoles produits qui participent au service d'approvisionnement (ex. des biens végétaux ou animaux), aux performances économiques de l'agriculteur et au développement économique du territoire (point 3). D'autres activités annexes développées par l'agriculteur telles que la mise en place de chambres d'hôtes

ou les visites à la ferme contribuent aussi aux performances économiques de l'exploitation et au développement économique du territoire dans le cadre de la multifonctionnalité de l'exploitation agricole (Huang et al., 2015), (point 4). Ces activités peuvent être soutenues par des SE notamment culturels. Une exploitation avec un paysage, diversifié et typique de la région sera plus accueillante qu'un paysage de monoculture d'une culture nouvelle, ceci dans le cadre d'une activité d'agrotourisme.

D'autre part, des services culturels peuvent également découler de l'écosystème agricole et bénéficier à la société. Cela correspond par exemple à la mise en place d'un réseau de haies qui rompra la monotonie du paysage et attirera insectes et oiseaux. Dans ce cas-là, la société va retirer un avantage de ce changement de pratique en profitant d'un paysage varié et plus riche en biodiversité (point 5). Dans notre cas, seul le service culturel de la valeur paysagère associée aux cultures est pris en compte. Une troisième sortie de l'écosystème concerne la mise en place de services environnementaux via l'action de l'agriculteur sur l'écosystème (point 6). Ainsi, une entreprise souhaitant acheter des crédits carbone va par exemple financer un projet de plantation de haies sur une ou plusieurs exploitations agricoles acceptant d'introduire des haies. Ce faisant, l'agriculteur permet le service de stockage de carbone via la production de biomasse des haies.

Pour finir, des impacts environnementaux peuvent résulter directement de l'application d'intrants (ex. contamination de l'air par la dérive de produits phytosanitaires) ou via des processus de l'écosystèmes agricoles sous l'action de l'homme, comme la perte de nitrate durant la phase hivernale sur sol laissé nu par l'agriculteur (point 7). Ces impacts affectent l'environnement sur de grandes échelles (bassin versant, couches de l'atmosphère) et impactent également directement l'écosystème agricole de la parcelle (ex. le travail du sol ou l'accumulation de cuivre dans le sol, métal lourd non biodégradable). Un point essentiel est que les SE de régulations jouent un rôle dans la limitation des impacts, et des disservices peuvent contribuer à les amplifier. Ainsi, le service de régulation de la qualité de l'eau est favorisé par les couverts végétaux qui réduisent l'impact lié à lixiviation du nitrate, en pompant ce dernier. De l'autre côté, la minéralisation de l'azote durant la phase de sol nu contribue à la lixiviation mais ceci en raison de l'absence de végétation sous l'action de l'homme. Ainsi, nous nous différencions ici du schéma de Barot et al. (2017) et Huang et al. (2015) qui parlent de disservices quand les impacts passent par l'écosystème. De fait, les déterminants premiers sont bien les activités agricoles et non les

processus écologiques, telle que l'absence de végétation ou la mise en place d'un couvert qui n'a pas eu le temps de s'implanter correctement pour absorber le nitrate (Bockstaller et al., 2021).

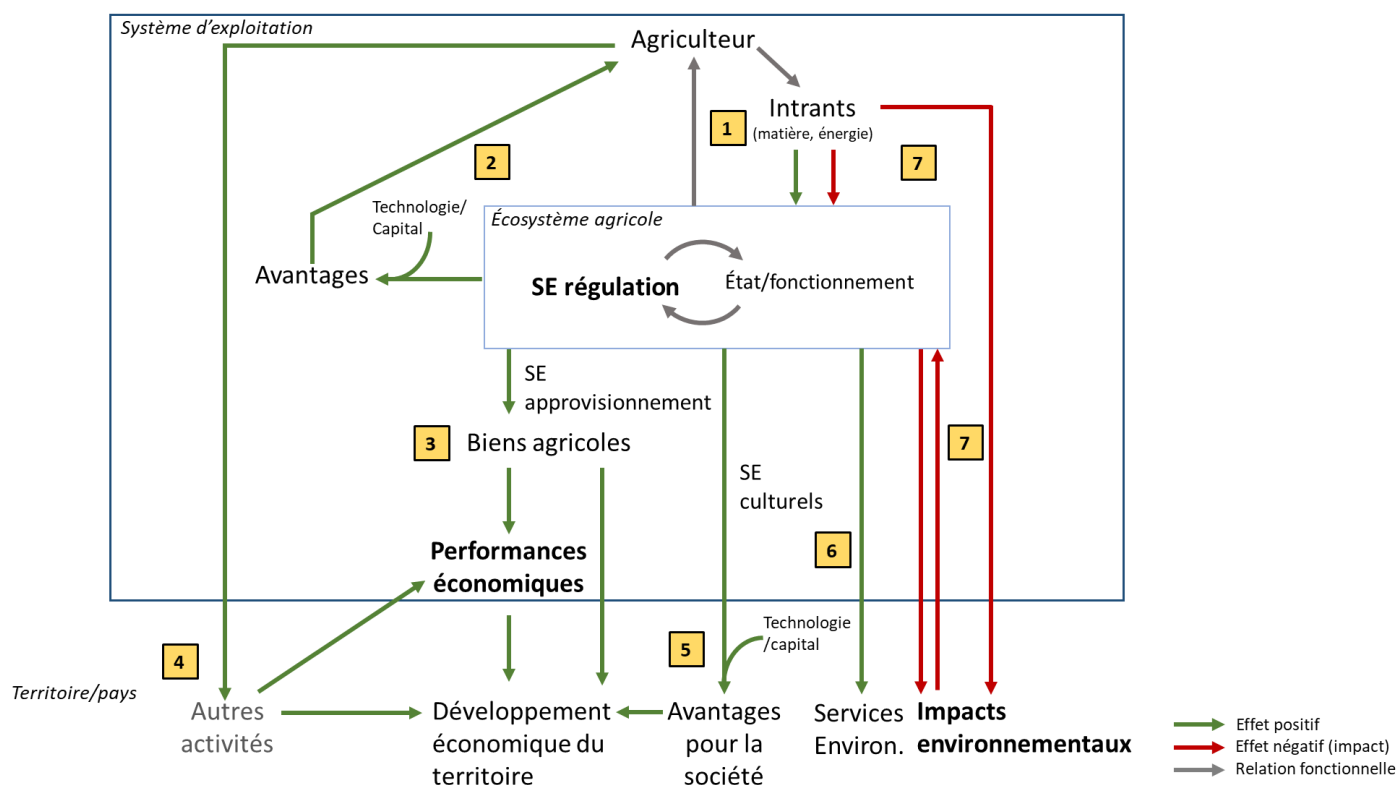


Figure 13 : Cadre théorique de la méthode d'évaluation de la durabilité environnementale en milieu agricole. Les numéros de 1 à 7 guident la lecture du schéma. Par souci de clarté et de lisibilité, la flèche reliant les SE culturels aux autres activités n'a pas été représentée.

1.2 Présentation du cadre conceptuel

Nous nous sommes inspirés d'Alkan Olsson et al. (2009) pour développer un cadre conceptuel d'indicateurs afin d'organiser les indicateurs évaluant les impacts environnementaux et les services écosystémiques (tableau 8). Le cadre de la méthode MASC 2.0 (Craheix et al., 2012), identifié comme le plus complet dans la revue de Soulé et al. (2021), a servi de socle. En effet, le cadre conceptuel de la méthode MASC 2.0 comprend plus de 30 indicateurs et intègre des indicateurs prédictifs (lien cause-effet). De plus, cette méthode traite de l'évaluation quantitative des grandes cultures à l'échelle de la parcelle ce qui correspond parfaitement à notre cas d'étude (voir l'annexe C.1 pour la liste de méthodes retenues). De cette revue, il ressort qu'à part une majorité de méthodes ne traitant que d'indicateurs, d'autres traitent de critères ou thèmes et d'indicateurs (annexe B.10). Plutôt que de parler de « critère » comme dans MASC, nous avons préféré le terme de « thème » pour désigner le concept général conduisant à un ou plusieurs indicateurs. Ainsi, au thème « Conservation de la biodiversité » est associé un indicateur (I-BIO). Le terme de thème nous paraissait moins théorique et est également utilisé par Alkan Olsson et al. (2009).

Tableau 8 : Cadre conceptuel d'indicateurs de la méthode d'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles.

Impact/avantage évalué			Facteurs clés		Références
Niveau d'agrégation 2	Niveau d'agrégation 1	Thème	Niveau 1	Niveau 2 (uniquement SE)	
Capacité productive à long terme	Contrôle des facteurs abiotiques	Maîtrise de l'état structural du sol	Structuration du sol	Régulation du climat (stockage de C)	Abiven et al. (2009), Liu et al. (2014), Khaleel et al. (1981), Diacono et al. (2019)
			Travail du sol		Martin (1997)
		Fourniture en eau	Stockage et restitution de l'eau	Régulation du climat (stockage de C)	Khaleel et al. (1981), Boyle et al. (1989), Lado et al. (2004), Aguilera et al. (2020)
			Irrigation et labour		Soane et al. (2012), Blanco-Canqui and Ruis (2018), Aguilera et al. (2020)
	Contrôle des facteurs biotiques	Fourniture en azote	Fourniture en azote		COMIFER (2013)
			Apport exogène		Duchene et al. (2017), Palomo-Campesino et al. (2018)
		Maîtrise des adventices	Régulation des adventices		Adeux et al. (2020), Gaba et al. (2014), Weiberger et al. (2019)
			Pratiques agricoles		Scholberg et al. (2010), Kleijn et al. (2019)
		Maîtrise des ravageurs	Régulation des ravageurs	Habitat pour les espèces sauvages	Bianchi et al. (2006), Tschernatke et al. (2007), Bartual et al. (2019)
			Pratiques agricoles		Dassou and Tixier (2016), Kleijn et al. (2019)
	Maîtrise des maladies		Régulation des maladies		Charles et al. (2011), Krupinski et al. (2002), Ratnadass et al. (2012)
			Pratiques agricoles		Scholberg et al. (2010), Dassou and Tixier (2016)
Qualité de l'environnement	Qualité de l'eau	Pertes en nitrate	Régulation de la qualité de l'eau (NO3)		
			Sensibilité du milieu		Beaudoin et al. (2005), Vertès et al. (2015), Voisin et al. (2015)
			Pratiques de fertilisation et gestion interculture		
		Pertes en phosphore	Érosion/ruissellement	Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Buczko (2007)
			Teneur en phosphore du sol		Buczko (2007), COMIFER (2019)
			Pratiques de fertilisation	Fourniture en phosphore	Duchemin and Hogue (2009), Uusitalo et al. (2017), Yuan et al. (2020), Bender et al. (2016), El Mujtar et al. (2019)
		Contamination par les pesticides (eaux souterraines)	Atténuation naturelle des pesticides par les sols		
			Sensibilité du milieu (taux de MO, etc.)	Régulation du climat (stockage de C)	Van der Werf (1996), Strassenmayer et al. (2003), Lindahl and Bockstaller (2012), Monard et al. (2013)
			Pratiques (culture, traitements)	Atténuation naturelle des pesticides par les	
		Contamination par les pesticides (eaux de surface)	Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion		
			Sensibilité du milieu (pente, etc.)	Régulation du climat (stockage de C)	Van der Werf (1996), Strassenmayer et al. (2003), Trevisan et al. (2009)
			Pratiques (culture, traitements)	Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	
	Qualité de l'air	Volatilisation de l'ammoniac	Fourniture en azote		COMIFER (2013)
			Sensibilité du milieu (taux de calcaire, etc.)		Hutchings et al. (2019)
			Pratiques agricoles (fertilisation, etc.)		
		Contamination par les pesticides (air)	Services de régulation (maladie, ravageur, adventice)		Ucar and Hall (2001), Zhili et al. (2012), Kjaer et al. (2013)
			Pratiques agricoles (culture, traitement)		Lichiheb et al. (2016), Guiral et al. (2016)
			Émissions de GES		Campbell et al. (2017)
		Régulation du climat (effet de serre)	Régulation du climat (stockage de C)		Tibi and Therond (2017)
			Régulation du climat (Δ albedo)		Ceschia et al. (2017), Carrer et al. (2018)
			Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion		Le Bissonnais et al. (2002), Liu et al. (2014), Khaleel et al. (1981), Aguilera et al. (2020)
	Qualité du sol	Érosion/ruissellement	Sensibilité du milieu (pente, etc.)	Régulation du climat (stockage de C)	Le Bissonnais et al. (2002)
			Pratiques agricoles (culture, labour)		Martin (1997), Aguilera et al. (2020)
			Régulation du climat (stockage de C)		
		Pertes en matière organique	Sensibilité du milieu (taux d'argile, etc.)		Launay et al. (2021), Clivot et al. (2019)
			Management practices (crop residue, organic matter)		
			Atténuation naturelle des pesticides par les sols	Régulation du climat (stockage de C)	Bailey and White (1970), Alletto et al. (2010)
		Pollution du sol - Perturbation de l'activité microbienne	Sensibilité du milieu (pH du sol, etc.)		Alletto et al. (2010), Riedo et al. (2021)
			Pratiques agricoles (traitement, fertilisation)		Gunstone et al. (2021)
Consommation des ressources	Phosphore	Pression en phosphore	Pratiques agricoles		Cordell et al. (2009)
	Eau	Pression en eau	Stockage et restitution de l'eau	Régulation du climat (stockage de C)	Khaleel et al. (1981), Boyle et al. (1989), Lado et al. (2004), Aguilera et al. (2020)
	Énergie	Pression en énergie	Consommation d'énergie	Fourniture en azote	Böckman (1997), Pervanchon et al. (2002)
Impact des déchets		Impact des déchets	Production d'énergie renouvelable		DAE-G (2009)
			Production de déchets		DAE-G (2009)
Conservation de la biodiversité		Conservation de la biodiversité	Recyclage		DAE-G (2009)
			Habitat pour les espèces sauvages		Sirami et al. (2019)
Qualité du paysage		Qualité du paysage	Gestion du paysage et pratiques agricoles		Van Cappelle et al. (2012), Coudrain et al. (2016), Clough et al. (2020)
			Potentiel récréatif		Junge et al. (2015), Schüpbach et al. (2016)
			Sensibilité du milieu (colline, rivière, etc.)		Clough et al. (2020)
			Planification territoriale		

avantage
 service écosystémique
 impact environnemental
 sensibilité du milieu
 processus technologique

Notre cadre intègre 22 thèmes dont 6 thèmes correspondent à un avantage pour l'agriculteur et 15 thèmes à des impacts pour l'environnement, et 1 thème est lié à un avantage pour la société (mais aussi dans certains cas pour l'agriculteur s'il a d'autres activités, cf. partie précédente). Ces thèmes sont ensuite agrégés à un premier niveau en 11 thèmes puis à deuxième niveau avec 6 thèmes en suivant la structure de MASC 2.0. Aussi, si on prend l'exemple de la volatilisation de l'ammoniac, ce thème est agrégé avec deux autres thèmes (la contamination de l'air par les pesticides et la régulation du climat) dans un premier niveau « Qualité de l'air » puis ce dernier est agrégé avec la qualité du sol et la qualité de l'eau dans un thème agrégé plus large intitulé « Qualité de l'environnement » (voir tableau 8). Nous mentionnons les premiers niveaux dans le cadre conceptuel, mais sans aller jusqu'à une mise en œuvre dans cette thèse. Faut de temps, nous n'avons pas travaillé l'agrégation des thèmes. Nous avons conservé de la méthode MASC 2.0 les thèmes biophysiques couvrant l'ensemble de la dimension environnementale, la "capacité productive" de la dimension économique en lien avec les SE d'approvisionnement, et la "qualité du paysage" abordée dans les SE culturels. Puis partant du cadre théorique développé dans la partie précédente, nous avons ajouté un premier niveau de déterminants ou facteurs pouvant être classés en 4 catégories : (i) les caractéristiques du milieu, (ii) les procédés technologiques dont les pratiques agricoles, (iii) les services écosystémiques, et (iv) éventuellement un autre impact environnemental (ex : l'érosion vecteur de transfert de polluants vers les eaux). Ce premier niveau de facteurs directs est lui-même caractérisé par un second niveau de facteurs indirects associés uniquement à des services écosystémiques dans le cadre de cette thèse. En effet, nous n'avons pas pour ambition de développer un cadre conceptuel exhaustif mais de parvenir à combiner et intégrer les indicateurs d'IE et de SE d'où le focus sur les SE. Les facteurs ont été sélectionnés en se basant sur les connaissances de la littérature et notre expertise.

Les sous-sections suivantes présentent en détails l'organisation des thèmes et des facteurs les caractérisant.

1.2.1. Capacité productive à long terme

Ce thème agrégé n'intègre que des avantages pour l'agriculteur. Des améliorations ont été apportées par rapport au cadre de la méthode MASC. Ainsi, la capacité productive à long terme est séparée en deux sous-niveaux d'agrégation : le contrôle des facteurs abiotiques (en ajoutant un thème relatif à l'eau et en ne gardant qu'une seule composante pour la fertilité du sol, la fourniture d'azote) et le contrôle des facteurs biotiques.

Contrôle des facteurs abiotiques

Le contrôle des facteurs abiotiques intègre 3 thèmes : la maîtrise de l'état structural du sol, la fourniture en eau et la fourniture en azote. Pour l'ensemble de ces thèmes, deux facteurs directs ont été retenus : un SE et un processus technologique (PT).

Ainsi, la maîtrise de l'état structural du sol est caractérisée par le SE de régulation de la structure du sol (Diacono and Montemurro, 2010; Khaleel et al., 1981) et par le PT de travail du sol. En effet, le SE participe à la bonne structure du sol via l'alternance de systèmes racinaires des

cultures et l'activité d'organismes du sol tels que les vers de terre. Le travail du sol peut modifier cette structure du sol en cassant les agrégats du sol et en compactant le sol. Le SE de la structure du sol est caractérisé par le SE de régulation du climat global via le stockage de carbone. En effet, l'apport de carbone organique au sol favorise la formation d'agrégats qui améliorent la structure du sol (Liu et al., 2014).

Pour la fourniture en eau, le SE de régulation est le stockage et la restitution en eau (Boyle et al., 1989; Khaleel et al., 1981; Lado et al., 2004) qui dépend lui-même du SE de régulation du climat global via le stockage de C (Aguilera et al., 2020). Le premier contribue à l'infiltration de l'eau dans le sol et donc à son stockage. Cette eau pourra ensuite être mobilisée par les plantes. Le SE de stockage de C améliore la structure du sol et participe ainsi à l'infiltration de l'eau via la formation d'un réseau de pores dans le sol de diverses tailles. Cela va également favoriser la capacité de rétention en eau du sol grâce au complexe argilo humique. Relatif aux processus technologiques, l'agriculteur intervient sur la fourniture en eau en irrigant ou en travaillant le sol via le binage (Aguilera et al., 2020; Blanco-Canqui and Ruis, 2018; Soane et al., 2012).

Enfin, la fertilité azotée du sol est associée au SE de régulation de la fourniture d'azote minéral. Celui-ci comprend la capacité du sol à minéraliser la matière organique (Clivot et al., 2017), la minéralisation liée aux résidus de la culture précédente et la capacité de fixation symbiotique de l'azote atmosphérique (N_2) des plantes de la famille des fabacées. La présence de ces plantes dans une rotation dispense d'apporter de l'engrais azoté durant leur cycle et favorise la culture suivante qui bénéficie de l'azote accumulé dans ces plantes (Duchene et al., 2017; Palomo-Campesino et al., 2018). Le niveau du SE déterminera la quantité d'apport exogène en azote (PT) requise (COMIFER, 2013).

Contrôle des facteurs biotiques

Le contrôle des facteurs biotiques englobe la maîtrise des adventices, des ravageurs et des maladies. Ces derniers sont déterminés par le SE de régulation correspondant et le processus technologique relatif aux pratiques agricoles.

Concernant la maîtrise des adventices, c'est le SE de régulation des adventices qui intervient (Adeux et al., 2019; Gaba et al., 2014; Weisberger et al., 2019) ainsi que les pratiques agricoles telles que le binage ou l'utilisation d'herbicides (Kleijn et al., 2019; Scholberg et al., 2010). Le SE s'appuie sur la compétition entre les plantes et la prédation des graines par certains organismes pour réguler les adventices au niveau d'une parcelle. L'agriculteur peut décider d'intervenir mécaniquement ou chimiquement pour maîtriser les adventices.

Relatif à la maîtrise des ravageurs et des maladies, ce sont les SE de régulation des ravageurs et respectivement des maladies qui sont impliqués. Pour les ravageurs, ce sont la diversité culturelle et paysagère qui influe sur ce SE (Bartual et al., 2019; Bianchi et al., 2006). Quant aux maladies, ce sont les rotations longues ainsi que la diversité associée à la microflore et microfaune qui aide à la régulation des maladies (Charles et al., 2011; Krupinsky et al., 2002; Ratnadass et al., 2012). Le seul facteur identifié au second niveau est le SE d'habitat pour les espèces sauvages qui déterminent le SE de régulation des ravageurs. En effet, la présence

d'habitat pour les espèces sauvages, en lien avec l'aménagement paysager et les essences rencontrées, est essentielle pour que ces espèces s'établissent de façon pérenne et puissent jouer leur rôle d'auxiliaires (Tscharntke et al., 2007).

1.2.2. Qualité de l'environnement

Le thème agrégé Qualité de l'environnement ici considéré comme un impact environnemental est décomposé en 3 thèmes d'impacts environnementaux : la qualité de l'eau, la qualité de l'air et la qualité du sol.

Qualité de l'eau

La qualité de l'eau est décomposée en 4 thèmes : les pertes en nitrate, les pertes en phosphore, la contamination des eaux souterraines par les produits phytosanitaires et la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires.

Les pertes en nitrate intègrent 3 facteurs directs qui sont le SE de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote, les caractéristiques du milieu et les PT liés aux pratiques de fertilisation et à la gestion de l'interculture. Le SE est le résultat du SE lié à la capacité des plantes à absorber les différentes formes d'azote et du disservice lié à la minéralisation de l'azote du sol et des résidus de culture (Bockstaller et al., 2021). Ce dernier interagit avec les pratiques de fertilisation qui détermine le niveau d'azote dans l'agroécosystème et dépend de la couverture végétale de la parcelle (Beaudoin et al., 2005; Vertès et al., 2015; Voisin et al., 2015).

Relatif aux pertes en phosphore, 3 facteurs sont également impliqués : l'IE de l'érosion et du ruissellement, les caractéristiques du sol et les pratiques de fertilisation pour les PT. Les phénomènes d'érosion et de ruissellement sont responsables des pertes en phosphore et ces dernières peuvent être accentuées selon les caractéristiques du sol (propriétés physico-chimiques, taux en phosphore) et les pratiques de fertilisation (phosphore non incorporé au sol par exemple). L'IE est déterminé par le SE de régulation de la stabilisation des sols et du contrôle de l'érosion comme facteur indirect. De fait, la stabilisation du sol limite fortement le phénomène d'érosion et par conséquent les pertes en phosphore (Bender et al., 2016; Buczko and Kuchenbuch, 2007; Duchemin and Hogue, 2009; El Mujtar et al., 2019; Uusitalo et al., 2018; Yuan et al., 2020).

Concernant les deux derniers thèmes, la contamination des eaux souterraines et des eaux de surface par les produits phytosanitaires, ils sont caractérisés par les mêmes facteurs directs à savoir les SE de régulation des adventices, des ravageurs et des maladies qui permettent de limiter l'usage de produits phytosanitaires, des caractéristiques du milieu avec par exemple le taux de matières organiques pour le risque de contamination des eaux souterraines et la pente de la parcelle pour le risque de contamination des eaux de surface et en PT les pratiques agricoles (choix des cultures et programme de traitements). Le SE de régulation du climat global via le stockage de C est le facteur indirect pour les caractéristiques du milieu des deux thèmes. En effet, ce service va agir favorablement en enrichissant le sol en matière organique et en améliorant la structure du sol limitant ainsi le risque d'érosion. Par ailleurs, le SE d'atténuation naturelle des pesticides par les sols est mobilisé pour la contamination des eaux souterraines par les produits phytosanitaires. Les organismes du sol peuvent effectivement dégrader les produits phytosanitaires et ainsi réduire le risque de contamination des eaux souterraines (Monard et al., 2013). Le SE de stabilisation des sols et contrôle de l'érosion intervient pour la contamination des

eaux de surface par les produits phytosanitaires en prévenant le risque d'érosion qui entraînerait les produits phytosanitaires hors de la parcelle (Lindahl and Bockstaller, 2012; Strassemeyer et al., 2003; Trevisan et al., 2009; Van Der Werf, 1996).

Qualité de l'air

La qualité de l'air se décline en 3 thèmes : la volatilisation de l'ammoniac, la contamination de l'air par les produits phytosanitaires et la régulation du climat liée aux émissions de gaz à effet de serre (GES).

Le premier thème dépend du SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées, par les caractéristiques du milieu (sol, pH) (Hutchings et al., 2019) et les pratiques de fertilisation (COMIFER, 2013). Le SE permet à l'agriculteur d'apporter moins d'engrais azoté et ainsi de limiter la volatilisation de l'ammoniac. Les caractéristiques du milieu (ex. taux de calcaire) influent également directement sur la volatilisation de l'ammoniac. L'annexe C.3 apporte quelques éléments additionnels sur la volatilisation de l'ammoniac.

La contamination de l'air par les produits phytosanitaires intègre les SE de régulation des adventices, des ravageurs et des maladies (Kjær et al., 2014; Ucar and Hall, 2001; Zhili et al., 2012) et des pratiques agricoles (choix de culture et programme de traitements) (Guiral et al., 2016; Lichiheb et al., 2016). De façon similaire, les processus de l'écosystème agricole peuvent aider l'agriculteur en régulant les diverses pressions sur les cultures afin que ce dernier n'ait pas besoin de recourir à des produits phytosanitaires. Ce faisant, cela réduira significativement les risques de contamination de l'air par les produits phytosanitaires.

Enfin, pour la régulation du climat lié aux émissions de GES, il est déterminé par l'IE des émissions de GES (Campbell et al., 2017) et par deux composantes du SE de régulation du climat global : le stockage de carbone et l'effet albédo (Carrer et al., 2018; Ceschia et al., 2010; Tibi, A., Therond, 2017). Le stockage de C permet de piéger du CO₂ atmosphérique dans la sol et participe ainsi à la diminution de l'effet de serre. L'effet albédo permet de limiter le potentiel global de réchauffement en réfléchissant les rayons du soleil.

Qualité du sol

Pour la qualité du sol, 3 thèmes d'impacts environnementaux ont été retenus : l'érosion et le ruissellement, les pertes en matière organiques (MO) et la pollution du sol due à la perturbation de l'activité microbienne.

Pour l'érosion et le ruissellement, le SE est la stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion (Aguilera et al., 2020; Khaleel et al., 1981; Le Bissonnais et al., 2002; Liu et al., 2014). Concernant les caractéristiques environnementales, la pente du sol influence fortement le phénomène d'érosion et de ruissellement (Le Bissonnais et al., 2002). De même, le choix des cultures et le travail du sol sont à prendre en compte pour ce thème (Aguilera et al., 2020). Pour les pertes en MO, le SE est la régulation du climat global via le stockage de C (Clivot et al., 2019; Launay et al., 2021). Le taux d'argile est un facteur clé dans le processus de pertes de matière organique (Constancias et al., 2015). Relatif aux pratiques agricoles, la gestion des résidus de

cultures et de la matière organique sont à considérer. En effet, les résidus de culture apportent du carbone qui va ensuite être transformé en matière organique par les organismes du sol. Pour la pollution du sol due à la perturbation de l'activité microbienne, le SE correspondant est l'atténuation naturelle des pesticides par les sols (Alletto et al., 2010; Bailey and White, 1970). Relatif à ce SE, les organismes du sol peuvent être influencés par le pH du sol et dégrader ainsi moins efficacement les polluants présents dans le sol (Alletto et al., 2010; Riedo et al., 2021). Ce dernier thème dépend aussi des pratiques culturales globales, et particulièrement des pratiques de traitement et de fertilisation (Gunstone et al., 2021). Enfin, le SE de régulation du climat global via le stockage de C est le facteur indirect commun aux caractéristiques environnementales de l'érosion et du ruissellement ainsi qu'au SE d'atténuation des pesticides par les sols.

1.2.3. Consommation des ressources

Pour ce thème agrégé, 3 thèmes d'impacts environnementaux ont été considérés : les pressions en phosphore, en eau et en énergie.

Pressions en phosphore

Ce thème est déterminé uniquement par les processus technologiques liés aux pratiques agricoles notamment l'utilisation de phosphore minéral (Cordell et al., 2009). Cependant les caractéristiques du sol sont prises en compte de manière indirecte car le niveau d'utilisation de phosphore minéral dépend notamment de la teneur en P du sol mais aussi du pouvoir fixateur (COMIFER, 2019).

Pressions en eau

La pression liée à la consommation en eau reprend les mêmes facteurs que le thème de la fourniture en eau à savoir le facteur direct du SE de stockage et restitution de l'eau avec comme facteur indirect le SE de régulation du climat via le stockage du carbone et pour le processus technologique la gestion de l'irrigation (Aguilera et al., 2020; Boyle et al., 1989; Khaleel et al., 1981; Lado et al., 2004). Là aussi les caractéristiques du sol sont prises de manière indirecte car le niveau d'utilisation d'eau dépend notamment de la réserve hydrique du sol.

Pression en énergie

La pression en énergie dépend de l'impact environnemental lié à la consommation d'énergie qui est influencé par le SE de fourniture en azote minéral et par les processus technologiques de production d'énergie renouvelable au niveau de l'exploitation agricole (Bøckman, 1997; Pervanchon et al., 2002). Le niveau et l'utilisation du SE de fourniture en azote minéral influence le besoin d'apports en azote qui est le poste le plus énergivore (Pervanchon et al., 2002).

1.2.4. Impact des déchets

Ce thème reste peu traité dans les méthodes d'évaluation environnementale (12 % dans la revue de Soulé et al. (2021)), et non couvert par MASC, a été ajouté à titre indicatif. Il porte sur l'impact de la gestion des déchets liés à l'activité agricoles (plastique, contenant d'intrants, etc.). Le thème correspondant à l'impact des déchets implique deux processus technologiques : la production des déchets et leur recyclage (Agro-Transfert et al., 2009).

1.2.5. Conservation de la biodiversité

Dans un souci de simplicité, nous n'avons pas décomposé le thème de la conservation de la biodiversité en plusieurs groupes taxonomiques comme dans MASC qui les distingue. Au minimum, il faudrait différencier les espèces liées au sol et peu mobiles des espèces mobiles (Le Roux et al., 2008). Ce thème intègre deux facteurs directs : le SE de l'habitat pour les espèces sauvages associé aux cultures (Sirami et al., 2019) et le PT de la gestion paysagère et des pratiques agricoles (Clough et al., 2020; Coudrain et al., 2016; van Capelle et al., 2012).

1.2.6. Qualité du paysage

Le paysage est un thème qui fournit un avantage à la société et à l'agriculteur en tant que citoyen mais aussi pour certaines de ses activités annexes (cf. discussion plus haut). Ce thème intègre le SE de potentiel récréatif (Junge et al., 2015; Schüpbach et al., 2016), les caractéristiques du milieu (présence de collines, rivières, étangs) (Clough et al., 2020) et les PT correspondant à la gestion des cultures (diversité, agencement) et des éléments semi-naturels (haie, bois, mares, etc.).

2. Évaluation conjointe des services écosystémiques et des impacts environnementaux

Plusieurs approches existent pour analyser un ensemble d'indicateurs, en commençant par une matrice de corrélation pour étudier les corrélations deux à deux (German et al., 2017; Sabourin, 2017), des approches multivariées, telle que l'analyse en composantes principales mais aussi des approches reliant des indicateurs à des variables explicatives tels que les arbres de régression (Dardonville et al., 2022).

Il nous a semblé intéressant d'aller plus loin que des approches corrélatives et multivariées travaillant sur l'ensemble des indicateurs d'IE et de SE en utilisant les relations décrites dans le cadre conceptuel. Celui-ci, décrit précédemment, montre que la plupart des thèmes de la durabilité peuvent être associés à un indicateur de service de régulation comme facteur explicatif. Dans cette section, nous présentons un cadre analytique pour étudier conjointement ces couples d'IE et SE qui ressortent du cadre conceptuel (Figure 14). Ainsi pour un couple d'indicateurs IE/SE, nous avons proposé de fixer un seuil qui, par défaut, a été choisi comme le milieu de la plage des valeurs, obtenues avec notre échantillon de 33 exploitations, pour un indicateur donné. Ce choix d'un seuil relatif peut se discuter mais dans tous les cas, il a permis de distinguer quatre situations. Deux situations fournissent une information évidente (Figure 14) :

- situation gagnant-gagnant, les deux indicateurs IE et SE sont dans l'intervalle favorable (impact faible et service élevé),
- situation perdant-perdant : les deux indicateurs IE et SE sont dans l'intervalle défavorable.

Les deux autres situations (Figure 14) nécessitent plus d'explications :

- La situation perdant-gagnant avec un SE faible (défavorable) et un impact faible (favorable) peut être due à une situation où l'impact environnemental n'est pas encore observé. Cela peut s'expliquer par un mécanisme tampon, un délai dans le temps de réponse ou les deux (ex. le stockage du nitrate dans un sol profond ; le contrôle des adventices). Un tel cas peut également être possible par la mise en place d'une pratique réduisant l'impact sans pour autant augmenter le service correspondant. Cela aura pour conséquence des impacts pour d'autres thèmes et se traduira par la dégradation d'un ou plusieurs autres indicateurs. Si on prend l'exemple de l'érosion, la pratique de non-travail du sol sans la mise en œuvre des deux autres piliers de l'agriculture de conservation des sols qui fournissent des SE (rotation, couverture du sol, Mondal et al., 2019) entraînera une utilisation plus importante d'herbicides et en particulier de glyphosate (Cordeau, 2022).

- La situation gagnant-perdant avec un SE élevé (favorable) et un impact élevé (défavorable) correspond à une situation où le potentiel SE n'est pas réellement utilisé par les agriculteurs (Dardonville et al., 2022). Un exemple peut être la non prise en compte des fournitures d'azote par la minéralisation du sol, l'apport des cultures dans le calcul de la dose d'azote.

Service écosystémique	Elevé	Situation gagnant-gagnant : favorable à la durabilité	Situation gagnant-perdant : mitigée (forte vulnérabilité environnementale, pratiques à risques, etc.)
	Faible	Situation perdant-gagnant : mitigée (effet tampon, temps de réponse de l'environnement, etc.)	Situation perdant-perdant : défavorable à la durabilité
		Faible	Elevé
		Impact environnemental	

Figure 14 : Cadre analytique de l'évaluation conjointe des impacts environnementaux et des services écosystémiques.

3. Présentation des indicateurs

Une fois le cadre conceptuel de la méthode défini, nous avons associé à une majorité de thèmes un indicateur prédictif. Pour aider à la compréhension des résultats, nous avons ajouté à la liste les indicateurs de cause afin de voir les liens existants entre ces indicateurs simples et les indicateurs d'impacts et de service. Ces derniers peuvent intervenir dans différents thèmes. Pour certains thèmes, nous avons uniquement gardé l'indicateur de service correspondant (Tableau 8) car disponible et n'avons pas repris l'indicateur évaluant l'avantage pour simplifier le travail, avec une exception pour l'indicateur de la maîtrise de la structure du sol. Pour ce dernier peu traité dans les méthodes, 12 % d'après la revue de Soulé et al. (2021), il nous a paru pertinent de reprendre l'indicateur proposé par la méthode MASC. Enfin, nous n'avons pas ajouté d'indicateur à certains thèmes pour les raisons suivantes :

- Sujet peu pertinent pour le cas d'étude : exemple pression en eau. Les parcelles retenues pour notre échantillon n'étaient pas irriguées.
- Indicateur prédictif non disponible : pour la gestion des déchets
- Problème de connaissance scientifique disponible : pesticides dans le sol (cf. Encart 2)
- Pour la qualité du paysage, des facteurs ont été identifiés (Schüpbach et al. 2016) et même un indicateur prédictif (Weinstoeffer et Girardin, 2001) mais cela n'a pas été approfondi faute de temps.

L'ensemble des indicateurs ont été calculés à l'aide de divers outils : des calculateurs Excel, les logiciels QGIS et DEXi, le modèle AMG et l'outil SYSTERRE®. Dans les sections suivantes, nous présentons la méthode de calcul des indicateurs et les données mobilisées. Les indicateurs ont été regroupés par catégorie : indicateurs de services écosystémiques, indicateurs d'impacts environnementaux, indicateurs de cause, indicateurs socioéconomiques et les indicateurs nouvellement développés durant cette thèse.

3.1. Indicateurs de services écosystémiques

Quatorze indicateurs de services écosystémiques ont été calculés. Parmi eux, 12 indicateurs (Tableau 9) sont issus de l'indicateur IDRo pour « indicateur de diversité de la rotation » (Keichinger et al., 2021). Cet indicateur évalue l'ensemble des services écosystémiques associés à la rotation ou à la succession des cultures (en incluant les cultures intermédiaires). Pour chaque SE, on attribue des notes aux cultures en fonction de leurs caractéristiques. Prenons l'exemple du SE de régulation des maladies. Plusieurs travaux scientifiques ont montré que la rotation avait un effet sur certaines maladies en rompant leur cycle et en diminuant l'inoculum dans le sol (Charles et al., 2011; Krupinsky et al., 2002; Ratnadass et al., 2012). L'objectif est de limiter le temps de retour de la culture sensible en introduisant des cultures non hôtes, souvent de familles différentes (effet succession ou précédent) (Krupinsky et al., 2002). La diversité de la microflore et microfaune apportée par la diversité des résidus et des racines aide également à la régulation des pathogènes. C'est un des effets indirects de la diversification des cultures (Bailey and Lazarovits, 2003; Ghorbani et al., 2009; Ratnadass et al., 2012). Cependant, la diversification

des cultures a peu d'effet sur les maladies ayant un potentiel de dissémination important ou une durée de vie longue (Ratnadass et al., 2012).

Le calcul de l'indicateur de régulation des maladies est décrit ci-dessous :

$$I-SER_maladies = (\sum (M_{Cin-1/Cin}))/n * \prod (Vref_i/Vréel_i)^2$$

Avec :

$M_{Cin-1/Ci}$: note de l'effet sur la pression maladie de la culture précédente (Cin-1) sur la culture en cours (Cin) lors de la succession du couple « précédent/culture » (APCA, 2017 ; Jeangros & Courvoisier, 2019).

n : durée de la rotation en années

$Vref_i$: temps de retour conseillé de la culture ou de la famille i.

$Vréel_i$: temps de retour réel de la culture i.

Remarque : Si $Vréel < Vref$ alors le temps de retour est suffisamment long et l'indice est égal à 1, dans le cas contraire on retiendra la valeur $Vref/Vréel$.

Les critères retenus pour les 11 autres services écosystémiques et le mode de calcul sont synthétisés dans le tableau X ci-dessous. Le tableau de l'annexe C.2 donne plus de détails sur le calcul des indicateurs.

Tableau 9 : Critères retenus pour les SE et mode de calcul (adapté de Keichinger et al. 2021)

Service écosystémique (exprimé entre [0 ; 1])	Principaux critères	Échelle temporelle du calcul	Mode de calcul	Références bibliographiques
Régulation des adventices	Effet couvrant des cultures Alternance des dates de semis	Précédent/ culture	Indice = (max(effet étouffement ; effet nettoyant précédent); changement date de semis)	Adeux et al. (2019), Gaba et al. (2014), Weisberger et al. (2019)
Régulation des maladies	Effet précédent sur la pression de la maladie (MCin-1/Cin) Durée de la rotation (n) Temps de retour de la culture conseillé (Vref) Temps de retour de la culture réel (Vréel)	Précédent/ culture	Indice = $(\sum (MCin-1/Cin))/n * \prod (Vrefi/Vréeli)^2$	Bailey & Lazarovits (2003), Charles et al. (2011), Ghorbani et al. (2008), Krupinsky et al. (2002), Ratnadass et al. (2012)
Régulation des ravageurs	Effet précédent	Précédent/ culture	Note attribuée au couple « précédent / culture »	Ratnadass et al. (2012), Rusch et al. (2013, 2016)
Pollinisation	Potentiel à la floraison	Culture	Moyenne des notes attribuées à chaque culture	Davaine (2012), Hass et al. (2018)
Structuration du sol	Effet structurant du système racinaire de la culture i (SSCi) Effet de chantier sur le tassement du sol lors de la récolte (ECCi) Diversité des systèmes racinaires des cultures (DSR)	Culture	Indice = $(\sum (SSCi * ECCi))/n * DSR$	Boizard et al. (2004), Govindin (2014), Voisin et al. (2015), Therond et al. (2017)
Érosion des sols	C-factor (modèle RUSLE) intégrant l'effet travail du sol, la gestion des résidus et l'effet couvert végétal.	Culture	Indice = $1-2*C\text{-factor}$	Panagos et al. (2015)
Stockage d'eau	Consommation (C) Période de consommation (T)	Culture	Indice = $(C+T)/2$	Allen et al. (1998)
Fourniture en azote	Fourniture d'azote par la culture (NCp) Fourniture d'azote du précédent (NP) Durée de rotation (n)	Précédent/ culture	Indice = $(\sum (NCpi + NPi))/n$ <i>N.B. La somme NCpi + NPi est plafonnée à 1 pour chaque année de la rotation.</i>	Vertès et al. (2015), Guillier et al. (2020)
Lixiviation des nitrates	Minéralisation des résidus de culture et du sol Absorption N avant hiver	Précédent/ culture	Indice = (minéralisation résidus et sol - absorption N)	Beaudoin et al. (2005), Vertès et al. (2015), Voisin et al. (2015)
Contribution au stockage de carbone	Apport potentiel de la culture	Culture	Moyenne (apport cultures principales ; cultures intermédiaires)	Justes et al. (2012), Pellerin et al. (2019)
Habitat pour les espèces sauvages	Appétence (A) Protection (P) Temps de présence (T)	Culture	Indice = $(P+A)/2*T$	Keichinger (2001)
Esthétique du paysage	Ouverture (O) Aspect floraison : épiaison (FE) Aspect au cours du cycle (A) Temps de présence (T)	Culture	Indice = $(O+FE*A)*T/2$	Junge et al. (2015), Schüpbach et al. (2016)

Les deux derniers SE, le stockage de C et l'albédo, correspondent au SE de régulation du climat global. Le stockage de C a été calculé en utilisant le modèle AMG (Clivot et al., 2019). Des simulations sur 30 ans ont été effectuées pour les 33 exploitations sur une rotation type. Le résultat obtenu par le modèle a ensuite été divisé par 30 afin de ramener le stockage ou déstockage de C pour une année.

Pour l'albédo, cet indicateur a été développé durant cette thèse et est présenté en détails dans la section « Indicateurs nouvellement développés ».

3.2. Indicateurs d'impacts environnementaux

Nous avons calculé 13 indicateurs d'impact en mobilisant de nouveau plusieurs outils.

Les émissions de gaz à effet de serre (GES), la pression en phosphore et la pression en énergie ont été calculés avec l'outil SYSTERRE®. Pour les émissions de GES (exprimées en kg $\text{eqCO}_2/\text{ha/an}$), les émissions de CO_2 , CH_4 et N_2O ont été cumulées et pondérées par des coefficients propres à chaque gaz, fonctions de leur pouvoir de réchauffement global. Deux types d'émissions sont prises en compte : les émissions indirectes (en amont de l'exploitation, pour la production des intrants, leur production, transport, etc.) et les émissions directes (in situ). Les étapes de la production après sortie de la parcelle (transport, manutention, séchage, etc.) sont exclues des calculs.

Pour la pression en énergie, nous avons choisi d'utiliser la consommation d'énergie primaire non renouvelable exprimée en MJ/ha. « L'énergie primaire » correspond à l'énergie contenue dans les combustibles tirés de la nature (gaz naturel, charbon, pétrole, etc.). Cet indicateur est calculé selon l'approche de cycle de vie. La consommation « d'énergie primaire » non renouvelable liée à la consommation d'une ressource énergétique (électricité, carburant) correspond à la quantité d'énergie non renouvelable (i.e. énergies fossiles et énergie nucléaire) totale utilisée pour la production et la distribution. Par ailleurs, est également pris en compte l'ensemble des consommations d'énergie primaire utilisée pour produire les intrants (semences, engrais, produits phytosanitaires) » (ARVALIS Institut du végétal, 2013).

Pour la pression en phosphore, le phosphore minéral total apporté à la parcelle (kg P/ha) est la variable retenue comme indicateur de l'utilisation des ressources en phosphore.

Les indicateurs qui suivent ont été calculés à l'aide de divers calculateurs Excel. Les pertes azotées (NO_3 , NH_3 et N_2O) ont été obtenues grâce au calculateur de l'indicateur I-N2 (v. 2.70) de la méthode INDIGO (Bockstaller and Girardin, 2010). L'indicateur est composé de trois modules : les pertes par lixiviation de NO_3 , les pertes par émissions de N_2O et les pertes par volatilisation de NH_3 . Les pertes sont estimées chronologiquement à l'aide d'un modèle empirique basé sur le système de culture (itinéraire technique et interculture suivante). Ainsi la volatilisation est prise en compte en premier, ce phénomène se produisant rapidement dans les heures qui suivent l'apport (Terman, 1979). La lixiviation liée aux apports d'azote est un phénomène plus lent. Ce risque est lié au décalage entre l'apport et la phase d'absorption par la culture. L'étape suivante est l'estimation du risque de lixiviation hivernale post-récolte dû à la gestion de l'interculture et à une éventuelle surfertilisation (Machet et al., 1997). Pour l'indicateur I- NO_3 , on part sur l'hypothèse que la fertilisation est conforme aux recommandations en raison de toutes les actions de conseil de la SCARA. Ceci a facilité le calcul en évitant de devoir calculer ce paramètre. Enfin faute d'informations suffisantes sur leur chronologie (Germon et al., 1999 ; Conen et al., 2000), les pertes de N_2O sont estimées par rapport à la dose globale dont on a enlevé les pertes par volatilisation (Bouwman, 1996) et de lixiviation après apport. Une alternative pour les pertes en NH_3 utilisée jusqu'alors par la SCARA est présentée dans l'annexe C.3. Chaque module est exprimé sur une

échelle de la performance entre 0 et 10. Le détail du calcul par module est consultable dans l'annexe C.4.

Les risques de contamination des eaux souterraines (RCeso), des eaux de surface (Rcesu) et de l'air (RCair) sont calculés avec un indicateur issu de la méthode INDIGO, l'indicateur I-Phy3 (v. 1.70). L'indicateur I-Phy3 utilise la méthode CONTRA (Construction Transparente d'Arbre de décision) basée sur la logique floue pour construire des arbres de décision (Bockstaller et al., 2017). Cette méthode permet de s'affranchir des effets de seuil. Des variables sur les données pédoclimatiques, les pratiques agricoles et les propriétés physico-chimiques des substances actives (demi-vie, solubilité, etc.) sont renseignées dans le calculateur I-Phy. Ces variables sont ensuite agrégées pour un programme de traitement et permettent d'obtenir un risque de contamination globale à la parcelle (noté sur une échelle de la performance entre 0 et 10) des eaux souterraines, des eaux de surface et de l'air (Pierlot et al. soumis).

Le tableau 10 donne des détails sur les composantes des variables d'entrée et le mode de calcul des 9 indicateurs qui viennent d'être présentés.

Les derniers indicateurs d'impact (maîtrise de l'état structural du sol, maîtrise de l'érosion, pertes en phosphore et conservation de la biodiversité) ont été développés durant cette thèse et ont fait l'objet d'un travail important. Aussi, sont-ils décrits en détail dans la section « Indicateurs nouvellement développés ».

Tableau 10 : Mode de calcul des indicateurs d'impacts environnementaux non développés durant la thèse.

Impact environnemental	Composantes variable entrée	Échelle temporelle du calcul	Mode de calcul	Outil de calcul
Émissions de gaz à effet de serre (kg eqCO_2 /ha/an)	Émissions directes et indirectes de CO_2 , CH_4 et N_2O	Année culturale	Calcul selon l'approche cycle de vie : Cumul des émissions de GES et pondération par des coefficients propres à chaque gaz.	SYSTERRE®
Pression en énergie (MJ/ha)	Consommation d'énergie primaire non renouvelable	Année culturale	Calculée selon l'approche de cycle de vie : consommation utilisée pour la production et la distribution et la production des intrants.	SYSTERRE®
Pression phosphore (kg P/ha)	Phosphore minéral apporté à la parcelle	Année culturale	Quantité totale de phosphore minéral	SYSTERRE®
Pertes en nitrate (I- NO_3)	Données sol (texture, profondeur, ...) Climat (temp. moy., drainage hivernal printemps) Succession culture Gestion résidus récolte (mode, période) Date, quantité azote Dose recommandée	Année culturale	Voir annexe X	Calculateur I-N2 v2.70
Perte en ammoniac (I- NH_3)	Sol (calcaire) Date, quantité azote Type d'engrais Mode d'apport	Année culturale	Voir annexe X	Calculateur I-N2 v2.70
Pertes en protoxyde d'azote (I- N_2O)	Sol (hydromorphie, MO) Quantité azote Travail du sol Irrigation	Culture	Voir annexe X	Calculateur I-N2 v2.70
Contamination des eaux souterraines par les pesticides (Rceso)	GUS Période apport Potentiel de lessivage Solubilité Dose	Année culturale	Arbre de décision et logique floue	Calculateur I-Phy3 v.1.70
Contamination des eaux de surface par les pesticides (Rcesu_rd)	Potentiel de ruissellement DT50 Écart date-ruissellement (= 3 jours) Mode apport Dose	Année culturale	Arbre de décision et logique floue	Calculateur I-Phy3 v.1.70
Contamination de l'air par les pesticides (Rcair_vol)	Pression vapeur KOC Solubilité Mode apport Dose Données pulvérisateur Données parcelles (bordures)	Année culturale	Arbre de décision et logique floue	Calculateur I-Phy3 v.1.70

3.3. Indicateurs de cause

Six indicateurs de cause ou indicateurs causals ont été calculés en complément pour expliquer les résultats mais aussi étudier des corrélations avec les indicateurs prédictifs : la

diversité des cultures, l'indice de fréquence de traitement (IFT), l'apport total d'azote minéral, la balance globale azotée (BGA), la balance en phosphore et le pourcentage de forêt autour de la parcelle. Le premier indicateur a été calculé selon la méthode décrite dans Keichinger et al. (2021). Les trois suivants ont été obtenus à l'aide de l'outil SYSTERRE®. L'IFT est calculé en faisant le ratio entre la dose appliquée par l'agriculteur et la dose de référence pour le bioagresseur visé (Hossard et al., 2017). L'apport total d'azote minéral est la somme des apports en azote minéral au cours de l'année culturale. La balance globale azotée (en kg N/ha) est calculée à l'échelle de l'exploitation et correspond à la différence entre la somme de toutes les unités d'azote apportées sur l'ensemble de la SAU (minéral et organique) et l'azote exportée par l'ensemble des cultures (grain, paille, tubercule, etc.).

La balance en phosphore (en kg P/ha) est calculée en faisant la différence entre les apports et les exportations en phosphore.

Enfin, le pourcentage en forêt autour de la parcelle a été obtenu via le logiciel QGIS® en sommant (à l'aide du fichier Shapefile « Zone de végétation » de la BD Topo® fournie par l'IGN) les surfaces de végétation forestière (natures de végétation : bois, forêts fermées de conifères, forêts fermées de feuillus, forêts fermées mixtes, forêts ouvertes) dans une zone tampon de 1km de rayon autour de la parcelle. On divise ensuite la surface totale de forêt par la surface de la zone tampon.

3.4 Indicateurs socio-économiques

Sans être aussi exhaustifs que la méthode MASC pour des raisons opérationnelles, nous avons gardé quelques indicateurs socio-économiques, calculés avec l'outil SYSTERRE® qui paraissaient indispensables pour l'études des antagonismes et synergies (Ozerova et al., 2019; Tey and Brindal, 2015).

- Marge brute : comme indicateur de rentabilité

Marge brute (€/ha) = Produit brut – Charges opérationnelles (± Aides PAC couplées et découplées)

- Coûts de production : cet indicateur permet d'estimer la compétitivité. Il est absent de la méthode MASC.

Coût de production complet (€/t) = Somme des charges / Rendement

- Charges de mécanisation : indicateur d'investissement.

Elles intègrent l'amortissement technique du matériel, les frais financiers à moyen et long terme, l'entretien et la réparation du matériel, la consommation de fioul et la location du matériel (CUMA, ETA). Elles sont exprimées en €/ha.

- Production d'énergie brute : comme indicateur de fourniture de matières premières.

Énergie Brute (MJ/ha) = $\sum(\text{rendement} * \text{contenu énergétique})$

- Temps de travail : indicateur des conditions de travail et de la qualité de vie pour l'agriculteur, des thèmes importants pour la durabilité sociale (Janker et Mann, 2020).

Temps de travail (h/ha) = $\sum(\text{Surface traitée} * \text{Débit de chantier (ha/h)}) / \sum(\text{Surface parcelles saisies})$

3.5 Indicateurs nouvellement développés

Maîtrise de l'érosion (MERO_v2)

L'érosion correspond à l'ablation des couches superficielles du sol et au déplacement des matériaux constitutifs, sous l'action de l'eau, du vent, des rivières, des glaciers, ou de l'homme. Ce phénomène naturel toucherait 26 millions d'hectares en Europe et près d'un million pour l'érosion éolienne. En France métropolitaine, on estime qu'environ 18% des sols présentent un aléa d'érosion des sols moyen à très fort (figure 15).

Les conséquences de l'érosion peuvent être rapides et visibles comme lors d'épisodes de coulées de boue mais elles peuvent également être moins visibles et sur le long terme via la dégradation des sols. L'érosion dépend fortement du contexte pédoclimatique (type de sol, topographie, régime de précipitation) mais elle peut être favorisée par l'action de l'homme. Ainsi, les changements d'occupation de sol et certaines pratiques agricoles (culture dans le sens de la pente et faible couverture du sol) accentuent le phénomène d'érosion (Auzet, 1987; Bissonnais et al., 2004).

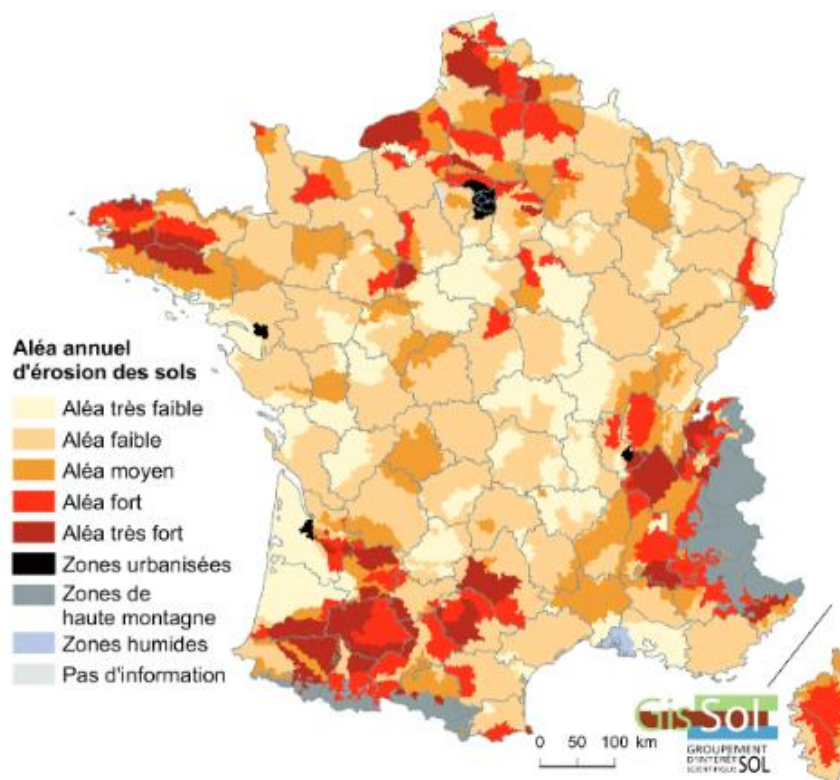


Figure 15 : Carte du risque d'érosion en France (Gis Sol).

Construction de l'indicateur

L'indicateur sur la maîtrise de l'érosion (MERO_v2) est basé sur l'indicateur MERO de la méthode MASC 2.0 et s'inspire du modèle de prédiction de Le Bissonnais (2004). L'outil CONTRA (Bockstaller et al., 2017) a été utilisé pour construire et améliorer l'indicateur MERO_v2.

Choix des variables

Pour le choix des variables, nous avons repris celles de l'indicateur MERO de la méthode MASC 2.0 excepté l'effet du travail du sol. Ainsi, 3 variables principales composent l'indicateur MERO_v2 :

- La sensibilité du milieu (SENS)
- Le défaut de couverture en période à risque (DCPR)
- La maîtrise de l'état structurale du sol (MESS)

Calculateur Excel

Le calcul de MERO_v2 se fait sur un calculateur Excel et est divisé en 4 étapes : 1) Calcul de SENS ; 2) Calcul du DCPR ; 3) Calcul de MESS et 4) Calcul de MERO_v2.

1) Calcul de SENS

La sensibilité du milieu a été estimée en se basant sur le modèle de prédiction de Le Bissonnais (2004). Ce modèle donne une classe de la sensibilité du milieu selon 4 paramètres : la texture, la battance, l'érodibilité et la pente du sol. Pour les classes de texture, nous avons pris les classes de texture de la méthode INDIGO® (Bockstaller and Girardin, 2010) en vérifiant les correspondances entre le triangle des textures de l'Aisne utilisé par le modèle de Le Bissonnais et le triangle GEPPA (Groupes d'études des problèmes de pédologie appliqué) utilisé dans la méthode INDIGO®. La pente a été calculée à l'aide du logiciel QGIS® en utilisant la BD Alti 25 m et un modèle numérique de terrain.

2) Calcul du DCPR

Le défaut de couverture en période à risque est calculé pour une succession culturale de 4 années. Une note de défaut de couverture est attribuée aux cultures pour chaque période à risque « Automne-Hiver » et « Printemps-Eté ». Ainsi, la betterave sucrière et le colza de printemps ont un défaut de couverture durant la période « Printemps-Eté » alors que l'orge d'hiver a un défaut de couverture durant la période « Automne-Hiver ». Les notes sont ensuite divisées par le nombre d'année de la succession culturale qui est pour notre cas d'étude fixé à 4. La valeur de DCPR correspond à la valeur maximale entre le DCPR « Automne-Hiver » et le DCPR « Printemps-Eté ».

3) Calcul de MESS

L'indicateur MESS n'a pas fait l'objet d'amélioration particulière si ce n'est une adaptation du calcul de l'indicateur initialement sur le logiciel DEXi (Bohanec, 2009) à un calculateur Excel. Les variables et les règles de décision choisies dans la méthode MASC 2.0 ont été conservées.

La maîtrise de l'état structural du sol intègre deux processus : la dégradation de la structure du sol et la régénération de la structure du sol.

Le premier processus, la dégradation de la structure du sol, prend en compte la proportion de cultures récoltées en mauvaises conditions et l'effet des équipements limitant le tassement. Pour les cultures récoltées en mauvaises conditions (CRMC), on fait le ratio des CRMC sur le nombre total de cultures dans la rotation. L'équipement est caractérisé par deux classes : une classe défavorable correspondant à l'absence d'équipement limitant le tassement et une classe favorable avec utilisation de pneumatiques basse pression ou de roues jumelées. Les poids sont respectivement 40% pour la proportion de cultures récoltées en mauvaises conditions et 60% pour l'effet des équipements limitant le tassement du sol.

Le deuxième processus, la régénération du sol, intègre l'aptitude du sol à la fissuration et la régénération mécanique de la structure du sol. L'aptitude à la fissuration du sol est catégorisée en 4 classes qualitatives selon la texture du sol. La régénération mécanique est aussi renseignée en 4 classes qualitatives selon l'effet du travail du sol. La combinaison de ces deux critères est réalisée en appliquant un poids identique de 50%.

L'indicateur MESS est finalement obtenu en appliquant la pondération suivante : 40% pour la régénération mécanique du sol et 60% pour la dégradation de la structure du sol.

4) Calcul de MERO_v2

L'indicateur MERO_v2 est finalement calculé avec en utilisant le modèle CONTRA. Les trois variables principales sont agrégées (Figure 16) en respectant les pondérations suivantes : 40% pour la sensibilité du milieu, 40% pour le défaut de couverture et 20% pour la maîtrise de l'état structurale du sol. Certaines valeurs de MERO_v2 ont été corrigées. Cela correspond aux situations où la sensibilité du milieu est favorable. Pour ces cas-là, la note de MERO_v2 est fixée à 10.

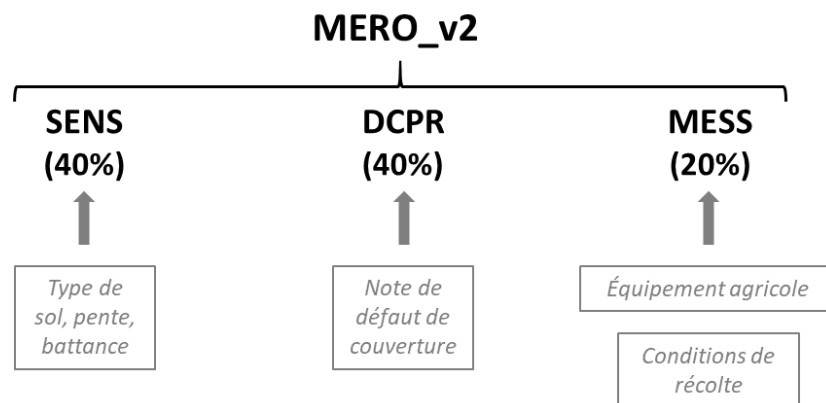
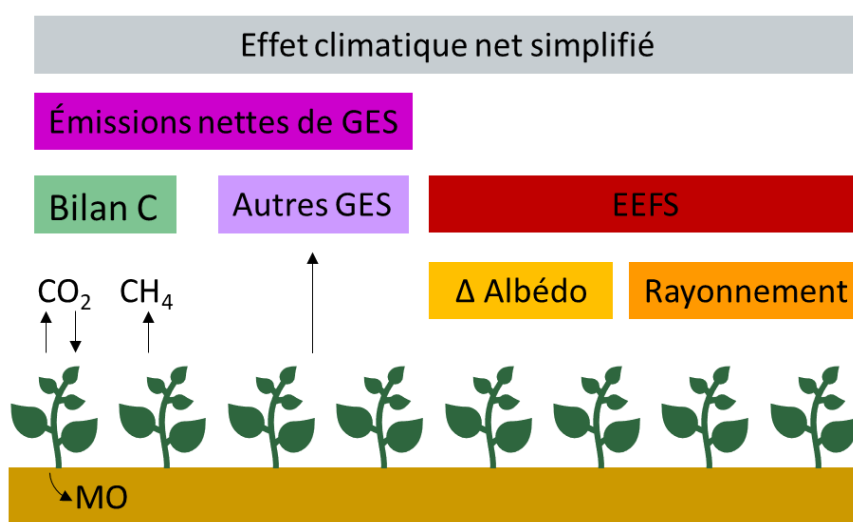


Figure 16 : Schéma résumant la construction de l'indicateur MERO_v2. Les pourcentages correspondent à la pondération attribuée à chaque variable.

Albédo

L'albédo est la fraction de rayonnement solaire de courte longueur d'onde qui est réfléchi par la surface (sol et/ou couvert végétal). Ce phénomène physique intervient dans la régulation du climat de notre planète en réfléchissant une partie des rayons du soleil. Dans le milieu agricole, de nombreuses études se sont déjà penchées sur le sujet en essayant d'estimer le potentiel de l'effet albédo selon l'occupation des sols (Carrer et al., 2018; Ceschia et al., 2010; Sieber et al., 2019). L'albédo d'une parcelle agricole peut en effet être plus élevé lorsque l'on couvre le sol nu avec une culture intermédiaire. Les résultats de ces études montrent que le potentiel de régulation du climat lié à la variation d'albédo serait assez significatif allant jusqu'à une diminution de 30% à 40% du potentiel de réchauffement (Sieber et al., 2022). Or malgré ces estimations intéressantes, l'effet de la variation d'albédo n'est pas intégré dans les scénarios climatiques du GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat).

Ayant choisi dans mon projet de thèse de travailler sur le service écosystémique de régulation du climat, nous avons estimé pertinent d'intégrer la variation d'albédo. En effet, cette dernière a un potentiel refroidissant intéressant comme expliqué précédemment et vue la SAU de la France, l'agriculture a un rôle à jouer. Une recherche bibliographique a confirmé qu'il n'existait pas d'indicateur pour estimer l'albédo au niveau d'une parcelle. De fait, ce phénomène physique est complexe à quantifier car il fait intervenir de nombreux paramètres (couleur du sol, rugosité du sol, humidité du sol, etc.). De plus, la mesure de l'albédo sur les sols agricoles est rare car elle nécessite un instrument coûteux, le pyranomètre. Ce type d'instrument est présent sur des plateformes d'expérimentations sur quelques sites en France. On a de plus en plus de données sur l'albédo mais elles sont encore peu nombreuses ou peu accessibles ce qui peut limiter le développement d'indicateurs ou de modèles. L'objectif ici est d'estimer la variation d'albédo d'une parcelle agricole pour ensuite calculer le forçage radiatif des ondes courtes associé et réaliser un bilan climatique net simplifié (figure 17).



Inspiré de Ceschia et al. (2017)

Figure 17: Composantes prise en compte pour le calcul de l'effet climatique net simplifié.

Construction de l'indicateur

Choix des variables

Afin de sélectionner les variables pertinentes pour construire l'indicateur, un travail bibliographique préalable a été nécessaire. Un certain nombre de variables a été identifié et notamment des variables sur le sol (couleur, rugosité, humidité, taux de MO et taux d'éléments grossiers) et sur les pratiques agricoles (date et densité de semis, travail du sol, gestion des résidus). Certaines variables ont dû être éliminées faute de données disponibles comme par exemple la couleur du sol ou le taux d'humidité. D'autres variables n'ont pas été retenues comme le travail du sol car c'est une variable très difficile à évaluer or labour profond. Il y a un effet significatif du travail du sol sur l'albédo avec le labour profond alors que d'autres effets transitoires interviennent avec le travail superficiel et le semis direct. Les variables finalement sélectionnées pour construire l'indicateur ont été validées par deux chercheurs du Cesbio (Centre d'Études Spatiales de la Biosphère), Éric Ceschia et Morgan Ferlicoq, travaillant sur l'albédo. Elles concernent pour le sol : la texture du sol, le taux de matière organique, le type d'éléments grossiers (EG) et le taux d'EG. Pour les pratiques agricoles, les données suivantes ont été nécessaires : les dates de semis et de récolte de la culture principale, la date de travail du sol après récolte, la date de semis de la culture intermédiaire, la date d'incorporation des résidus et la date de semis de la culture suivante.

Calculateur excel

Nous avons encore une fois choisi le calculateur Excel pour créer l'indicateur. Le calcul de l'albédo de la parcelle est divisé en trois étapes : 1) calcul de l'albédo du sol ; 2) calcul de l'albédo du couvert végétal ; 3) calcul de l'albédo global.

1) Calcul de l'albédo du sol

L'albédo du sol est calculé à partir de la valeur d'albédo de la terre qui dépend de la texture du sol et du taux de MO, et de la valeur d'albédo des EG. Cette dernière varie en fonction du type d'EG et du taux d'EG. Concernant le taux d'éléments grossiers, un coefficient est appliqué pour augmenter l'albédo global du sol. Afin d'être cohérent avec les autres calculateurs Excel (I-Phy, I-N, MERO, etc.), nous avons repris les classes de texture définies dans la méthode INDIGO. Plusieurs classes d'albédo ont été définies en fonction de la texture du sol et du taux de MO de la parcelle. Pour ce faire, nous nous sommes appuyés sur le mémoire de fin d'études de Thibaut Chrétien (Chrétien, 2018). Il a mis au point une méthode basée sur des photos de sol afin d'estimer l'albédo du sol. Il s'est inspiré de l'équation de Post et al. (2000) qui permet d'estimer l'albédo d'un sol en fonction de sa couleur (« value » dans la charte de Munsell, Nickerson 1976). Cette équation sous-estime cependant l'albédo pour les valeurs en dessous de 2,5 et les surestime pour des valeurs supérieures à 4,5. Sa méthode s'avère robuste même si le modèle n'a pas pu être validé faute de données disponibles.

2) Calcul de l'albédo du couvert végétal

L'albédo du couvert végétal présent sur une parcelle fluctue significativement au cours d'une année culturale. Aussi, nous avons émis les hypothèses suivantes par expertise afin d'évaluer au mieux cette variation.

- L'albédo maximal du couvert végétal est atteint au bout de :

- 1 mois pour les cultures de printemps/été
- 2/3 mois pour les cultures d'hiver
- L'albédo est maximal jusqu'au travail du sol. On estime que les résidus en surface après la récolte conservent un albédo élevé.
- L'albédo du couvert végétal diminue linéairement en fonction de l'albédo du sol.

Les couvertures de sol maximales de l'indicateur I-Phy ont été appliquées afin de prendre en compte la précocité de la culture en fonction de la zone cultivée (Nord ou Sud). Dans notre cas d'étude, c'est la zone Nord qui a été retenue. Nous avons ainsi pu simuler l'augmentation de l'albédo du couvert végétal au cours des mois en l'interpolant avec l'albédo du sol.

3) Calcul de l'albédo global

L'albédo global est obtenu (figure 18) en calculant la moyenne pondérée par le temps de présence à l'année des valeurs d'albédo pour le sol nu et pour les couverts végétaux. L'annexe C.5 présente le détail du calcul de l'albédo.

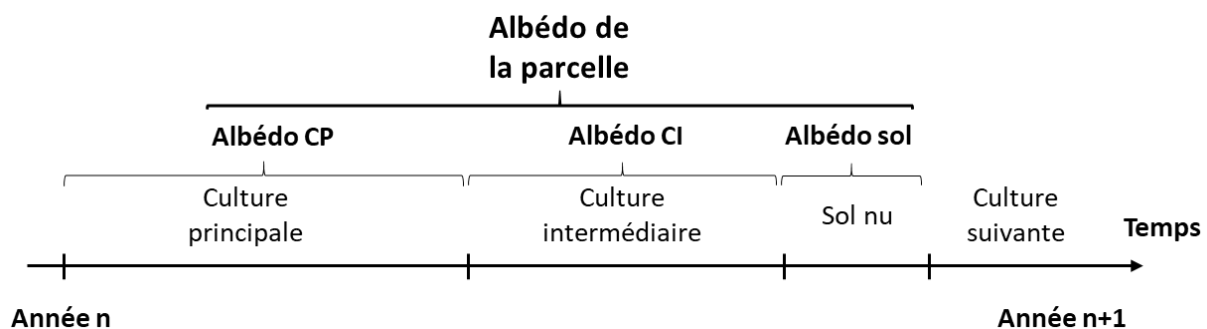


Figure 18 : Schéma résumant la construction de l'indicateur Albédo.

Pertes en phosphore (PP)

Le phosphore est un élément essentiel à la croissance des plantes avec l'azote et le potassium. Ainsi un sol pauvre en phosphore peut engendrer des carences chez la plante et entraîner des pertes en rendement. Pour pallier ce problème, l'agriculteur va apporter du phosphore sous forme minérale et/ou organique (fumier, lisier, digestat). Si le phosphore est apporté en trop grandes quantités ou dans les mauvaises conditions, une partie du phosphore va être perdue par ruissellement ou lixiviation. Ce type de phénomène est à limiter au maximum pour premièrement éviter de polluer les eaux de surfaces ou de profondeur et ainsi accélérer l'eutrophisation de ces eaux, deuxièmement réduire le coût des intrants de l'agriculteur et son temps de travail et troisièmement, limiter la pression sur la ressource en phosphore qui est en grande majorité extrait de carrières. Les pertes en phosphore sont donc un impact environnemental important à prendre en compte dans l'évaluation de la durabilité d'une exploitation agricole (Parris, 2011; Ulén et al., 2007; Withers and Haygarth, 2007).

Construction de l'indicateur

Pour construire le calculateur sur les pertes en phosphore, nous nous sommes inspirés de l'indicateur Maîtrise des pertes de P de la méthode MASC 2.0 (Craheix et al., 2012) et de l'indice norvégien présenté dans Buczko et Kuchenbuch (2007) qui s'inspire du P index développé à l'origine aux États-Unis (Lemunyon and Gilbert, 1993).

Choix des variables

Concernant les variables retenues pour l'indicateur Pertes de Phosphore (PP), nous avons repris les variables de l'indicateur « Maîtrise des pertes de phosphore » de la méthode MASC 2.0 à savoir la maîtrise de l'érosion, la teneur en phosphore du sol, la quantité de phosphore apporté en moyenne et la méthode d'incorporation des amendements. Relatif à l'indice norvégien présenté dans Buczko et Kuchenbuch (2007), nous avons transformé et simplifié la variable « modified connectivity » en prenant en compte la présence de bandes enherbées adjacente à la parcelle étudiée et leur largeur. En effet, plusieurs études ont montré qu'une bande enherbée permet effectivement le contrôle des pertes en ruissellement de phosphore d'une parcelle (Dorioz et al., 2006; Haddaway et al., 2018; Mendes, 2020; Roberts et al., 2012). Duchemin et Hogue (2009) ont montré qu'une bande enherbée peut réduire de près des 50% les charges totales exportées en phosphore (drainage et ruissellement).

Calculateur Excel

Nous avons utilisé la méthode CONTRA (Bockstaller et al., 2017) pour construire l'indicateur PP. Le calcul des pertes de phosphore se divise en 5 étapes : 1) Calcul du risque d'érosion de la parcelle ; 2) Calcul de la teneur en phosphore du sol ; 3) Calcul de l'apport en phosphore ; 4) Renseignement de la présence de bande enherbée et 5) Calcul de l'indicateur PP.

1) Calcul de du risque d'érosion

Le risque d'érosion a été estimé avec l'indicateur MERO_v2 décrit précédemment.

2) Calcul de la teneur en phosphore du sol

La teneur en phosphore du sol correspond au taux de phosphore mesuré dans le sol modulé en fonction du travail du sol. On fait l'hypothèse que moins le sol est travaillé, plus le phosphore s'accumulera au niveau de la surface du sol, augmentant ainsi le risque de ruissellement du phosphore. Nous avons donc appliqué un coefficient multiplicateur à la teneur en phosphore dans le cas d'un travail superficiel ou d'un semis direct.

Les teneurs en phosphore (mg/kg) étant mesurées selon deux méthodes pour notre cas d'étude, la méthode d'Olsen et la méthode Joret-Hébert (Fardeau et al., 1988), la fonction de pédotransfert ci-dessous a été utilisée afin d'estimer toutes les teneurs en P selon la méthode d'Olsen.

$$\text{Olsen } P_2O_5 = 218,385 + 0,263 * \text{Joret-Hébert } P_2O_5 - 29.419 * pH_{\text{eau}} + 0.079 * \text{Taux de limon}$$

D'après Hu et al. (2021), R^2 de 0,61 et RMSE de 27,20.

3) Calcul de l'apport en phosphore

Pour l'apport en phosphore (kg P_2O_5 /ha), cette variable a été calculée en fonction de l'apport total en phosphore d'une année culturale, modulé selon la méthode d'incorporation des amendements (Chien et al., 2010). Notre hypothèse est que le phosphore incorporé au sol réduira

les risques de ruissellement. Ainsi, si l'amendement apporté est incorporé dans les 7 jours suivant l'apport, un coefficient d'abattement de 50% est appliqué à la quantité de phosphore.

4) Renseignement de la bande enherbée

Si une bande enherbée est présente le long de la parcelle, sa largeur (en m) est renseignée dans le calculateur. Pour notre échantillon, la présence de bande enherbée autour des parcelles a été demandée aux agriculteurs lors des courtes enquêtes téléphoniques.

5) Calcul de l'indicateur PP

L'indicateur PP est calculé grâce à la méthode CONTRA. Ce dernier agrège les 4 variables principales (Figure 19) présentées dans les étapes précédentes en se basant sur leur fonction d'appartenance et leur pondération. La pondération choisie est la suivante : 30% pour le risque d'érosion, 20% pour la teneur en phosphore, 30% pour l'apport en phosphore et 10% pour la présence de bande enherbée. Les notes obtenues peuvent ensuite être corrigées, ajustées selon l'avis d'expert. Pour l'indicateur PP, nous avons décidé d'augmenter les notes lorsque le risque d'érosion est faible.

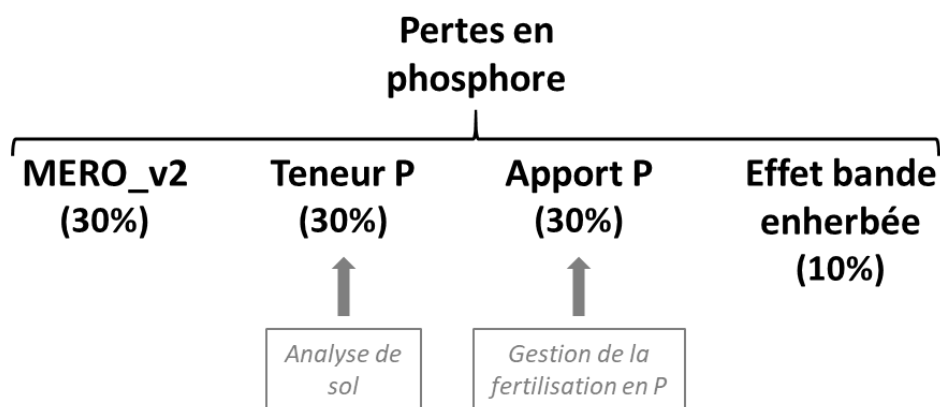


Figure 19 : Schéma résumant la construction de l'indicateur Pertes en phosphore. Les pourcentages correspondent à la pondération attribuée à chaque variable.

Atténuation des pesticides par les sols

Le service écosystémique d'atténuation des pesticides par les sols est un service peu étudié dans la littérature scientifique. De fait, nous n'avons pas proposé d'indicateur pour le quantifier parce qu'il manque encore des travaux sur ce sujet. Nous présentons néanmoins dans l'encart ci-dessous nos pistes de réflexion sur cet indicateur.

Encart 2. Indicateur sur l'atténuation des pesticides par les sols : pistes de réflexion.

L'atténuation des pesticides par les sols est un des services écosystémiques identifié par la classification CICES (Haines & Potschin 2013) et l'étude EFESE (Tibi & Therond 2017). Ce service n'a pas fait l'objet d'un développement d'un indicateur prédictif, parce qu'il repose sur de nombreux processus physiques et biologiques se déroulant dans le sol, avec des interactions possibles entre ces processus. Faute de littérature conséquente sur ce sujet, nous n'avons pas créé d'indicateur évaluant ce service au niveau d'une parcelle agricole. Ma recherche bibliographique me permet tout de même de proposer quelques pistes pour concevoir l'indicateur. Ainsi 4 variables semblent faire consensus au niveau de la communauté scientifique sur ce service :

- le pH : il a un rôle important dans le service d'atténuation des pesticides parce qu'il favorise ou non la métabolisation de la substance active par la communauté microbienne (Alletto et al., 2010, Constantin et al., 2015, Riedo et al., 2021) ;
- le taux de matière organique : influence la dynamique d'adsorption et de désorption des pesticides et module également la communauté microbienne (Hernandez-Guijarro *et al.*, 2018 ; Pérez-Lucas *et al.*, 2020) ;
- le KOC (le coefficient de partage carbone organique/eau) : il donne une indication sur l'aptitude d'une molécule d'être adsorbée ou désorbée sur la matière organique et détermine le niveau d'adsorption d'une substance active (SA) sur la matière organique qui peut échapper à la dégradation microbienne ou autrement dit, la quantité disponible pour la dégradation. Ce facteur interagit directement avec le taux de matière organique puisque si le taux de MO d'un sol est élevé et le KOC de la substance active l'est aussi les molécules de la SA s'adsorberont d'autant plus (Garrido et al. 2015) ;
- la quantité de pesticides appliquée à la parcelle conditionne directement la quantité de substances actives à métaboliser.

Parmi les variables étudiées mais non retenues figurent le travail du sol et le temps de demi-vie de la substance active. En ce qui concerne le travail du sol, cette pratique a été étudiée lors de plusieurs expérimentations sans pouvoir conclure sur son effet sur le service d'atténuation des pesticides par les sols. L'absence de labour diminue le brassage des diverses couches du sol pouvant entraîner une métabolisation des substances actives plus longues. Cet effet peut être en partie compensé par une activité microbienne et une communauté de microorganismes plus importante dans ce type de systèmes agricoles (Alletto et al. 2010).

Indicateur I-BIO

L'indicateur I-BIO est un indicateur prédictif qui évalue les impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité globale (multi-taxons) au niveau de la parcelle. L'indicateur I-BIO est le produit d'un travail de collaboration avec le James Hutton Institute (l'équivalent d'INRAE pour l'Écosse) et de plusieurs collaborations françaises. Nous sommes partis de l'arbre DEXi-CSC développé par les chercheurs écossais (Hawes et al., 2019) pour évaluer la durabilité économique (viabilité et rentabilité) et environnementale (biodiversité, utilisation et pertes de ressources) de la gestion intégrée des systèmes de culture. Un travail de reconstruction de sa branche dédiée à la

biodiversité a été effectué. Par rapport à la méthode MASC, le choix a été de retenir les principaux groupes taxonomiques (microorganismes, plantes, invertébrés et vertébrés) et pas uniquement ceux intéressant les agriculteurs. Le logiciel DEXi a été utilisé pour construire l'indicateur I-BIO plutôt que la méthode CONTRA (Bockstaller et al., 2017) malgré ses limites (effet de seuil, manque de transparence dans la construction automatique des règles de décision en fonction des pondérations, explosion combinatoire du nombre de règles de décision). En effet, la méthode CONTRA n'est pas encore outillée pour des arbres hiérarchisés complexes comme développé dans I-BIO (voir figure 20 dans l'article). Pour atténuer le manque de transparence et la complexité des arbres de décision de plus de 16 règles de décision, nous avons développé une méthode spécifique pour le logiciel DEXi (annexe D).

Le développement de cet indicateur a fait l'objet d'un article scientifique soumis à Ecological Indicators et est présenté dans la section suivante.

I-BIO : un indicateur prédictif évaluant l'effet du système de culture et du paysage environnant sur la biodiversité

A predictive indicator assessing effect of cropping system and surrounding landscape on biodiversity

Emma Soulé^{a,b}, Cathy Hawes^c, Mark Young^c, Laura Henckel^e, Nadia Michel^d, Philippe Michonneau^b, Christian Bockstaller^a

a Université de Lorraine, INRAE, LAE 68000 Colmar, France

b SCARA, 10700 Arcis sur Aube, France

c James Hutton Institute, Invergowrie, Dundee DD2 5DA, UK

d Université de Lorraine, INRAE, LAE 54500 Nancy, France

e Agroécologie, INRAE, Université Bourgogne Franche-Comté, 21000 Dijon, France;

★ Corresponding author: christian.bockstaller@inrae.fr, INRAE LAE, 28 rue de Herrlisheim, 68000 Colmar, France;

Abstract

Biodiversity is a key component of agricultural ecosystems and belongs to one of the exceeded planetary boundaries. In the quest for innovation to mitigate impact, it is essential to have tools to assess the anthropogenic impact on biodiversity. In this study, we developed a new indicator, I-BIO that aimed to predict the impacts of management practices and the influence of the landscape on overall biodiversity at species group level. I-BIO encompassed four groups: microorganisms, vegetation, invertebrates and vertebrates. This predictive indicator was built using DEXi software that facilitates the design of hierarchical decision trees, based on input variables in the form of qualitative classes, aggregated using utility functions. I-BIO was constructed using data from a long-term platform in Scotland and then applied to two data sets in France and one in Scotland. The results showed that the lowest class is predominant for all branches especially for invertebrates and soil invertebrates. Monte Carlo sampling was used to test for sensitivity. Then, a validation step was carried out to compare I-BIO outputs with real data using data on the four groups from Scottish and French datasets. I-BIO predictions of weed and soil invertebrate abundance conformed to field data. Due to low numbers of samples, validation of microorganisms, flying invertebrates and vertebrates predictions require more data. Future developments of I-BIO will focus on predictions specifically to assess the impact of management on species richness. Avenues for improvement include a better integration of landscape features and the history of agricultural practices as they both have a great influence on biodiversity.

Keywords

Biodiversity, agricultural system, impact, indicator, assessment.

1. Introduction

Conservation of biodiversity as an essential element of ecosystems has been on the agenda for decision makers since the Rio Conference in 1992 (Le Guyader, 2008). It is well established that loss of biodiversity is considered as a major issue regarding sustainability of the planet, having exceeded planetary boundaries (Campbell et al., 2017). A growing number of studies highlight its major role in the supply of many ecosystem services to mankind (Sandifer et al., 2015). Nevertheless, due to the complex relation between biodiversity and ecosystem services, this contribution remains subject to investigation (Duncan et al., 2015). In spite of the growing awareness of politicians, managers and civil society and the regulations put in place, recent publications show a continued dramatic decline in biodiversity, in terms of species abundance and diversity across many ecosystems: in protected areas (Hallmann et al., 2017), in grassland and forest (Seibold et al., 2019) as well as in cropped agroecosystems (Le Roux et al., 2008). These studies addressed decline of invertebrates while others focus on birds or plants (Boatman et al., 2004; Donald et al., 2001; Robinson and Sutherland, 2002; Stanton et al., 2018) and highlight the role of agricultural intensification as a cause of this decline. Intensification of agriculture has increased globally over the past 50 years through intensive use of synthetic inputs, mineral fertilizers and pesticides, and simplification of agricultural landscapes by removing semi natural habitat to increase field size, and reducing crop diversity to focus on more profitable crops (Mortensen and Smith, 2020).

In response to this tremendous transformation of agriculture, alternative approaches have been developed. Among them, organic farming has shown a clear potential to improve levels of biodiversity in farmland with an average gain of 30 % shown by several reviews and meta-analyses (Smith et al., 2020; Tuck et al., 2014). Nevertheless, other levers than minimising chemical inputs also promote biodiversity: reducing physical disturbances due to tillage (Christel et al., 2021), diversifying cropping systems (Viguier et al., 2021) and landscape (Tscharntke et al., 2021), and continuous cover cropping represent the three columns of conservation agriculture, which can also reduce deleterious impact of agriculture on biodiversity (Bitew and Abera, 2019). Beyond this categorization of well-established agricultural practices, the integration of best practice management options to achieve better sustainability are key drivers in the design of innovative cropping systems supporting biodiversity conservation (Hawes et al., 2021).

Besides the question of solution, development of assessment method is a prerequisite to any action in favour of biodiversity conservation or more generally to improve agroecological sustainability. Baseline assessments of biodiversity are essential for preliminary diagnosis to orient any action plan to mitigate or restore biodiversity in agroecosystems. These may also support the design of innovative systems that promote biodiversity for ecosystem service provision. Since it is not possible to “measure” biodiversity directly, any assessment will require biodiversity indicators, which is also true when considering sustainability. To gain insights in the “indicator zoo” developed over the past 30 years, Bockstaller et al. (2015) sets out a typology based on three types of indicators: causal effect (e.g. semi-natural habitat), measured effect (e.g. number of earthworms) and predictive effect indicators (e.g. operational model). Causal or indirect indicators and measured or direct indicators are most frequently used (Bockstaller et al., 2011; Clergue et al., 2005). Relative feasibility of the former and the direct link to biodiversity state of the latter explain

their popularity. Predictive effect indicators are derived from model outputs which require well documented knowledge on causal-effect relationships or statistical relationships with consequent datasets. Such indicators present a major advantage by making possible *ex ante* assessment to test innovative solutions without heavy field experiments. This modelling approach broadens remarkably the range of possibilities for exploring alternative solutions (Sadok et al., 2009).

With regard to biodiversity, predictive indicators have been developed using DEXi based models, i.e. the MASC method (Sadok et al., 2009; Craheix et al., 2012) the DEXiPM models (Angevin et al., 2017; Pelzer et al., 2012) and more recently with DEXi-CSC (Hawes et al., 2019). These methods assess the global sustainability of cropping systems integrating the biodiversity in their assessment process. However, some mechanisms are poorly considered. For example, the MASC method does not integrate the role of some vertebrates like birds, and neither the DEXiPM nor the DEXi-CSC model adequately cover soil microorganisms known for their central role in the food web and for its numerous biological functions (Bender et al., 2016; Singh, 2015; Tiemann et al., 2015). Other models mix ecosystem services and biodiversity such as in DEXiPM2 and DEXi-CSC that could bring greater complexity. However, in these examples, little account is taken of the impact of landscape management despite the key role that landscape plays in biodiversity conservation (Tscharntke et al. 2021). Connectivity between patches of semi-natural habitats, field size or crop diversity are landscape features that could greatly increase biodiversity.

The aim of this article is to present a new predictive indicator, called I-BIO, assessing the impact of cropping practices and the influence of landscape features on overall arable biodiversity. Actually, biodiversity encompasses different dimensions, structural, compositional and functional at different levels (Noss, 1990). Here we will focus mainly on the compositional, considering species diversity of organisms living above- (mammals, birds, insects, ...) and below-ground (earthworms, fungi, microorganisms, etc). Starting from the biodiversity branch of the DEXi-CSC model (Hawes et al., 2019) which is the most recent version, we redesigned this branch to obtain a predictive indicator based on simple to use accounting of the surrounding landscape and the main crop management practices in arable systems. We present first the construction of the I-BIO indicator with choices of variables, classes and aggregation rules. We tested then the newly developed indicator I-BIO and validated it by comparing its outputs to measurements of biodiversity for a set of different crop production and landscape situations.

2. Materials and Methods

The design of the I-BIO predictive indicator started with a preliminary step defining the situation in which the indicator can be applied, followed by the selection of input variables, their parametrization (class thresholds, weights) and aggregation rules, based on data from the Centre for Sustainable Cropping (Hawes et al., 2019)). Finally, the indicator was tested and validated against datasets from East of Scotland and French sites.

2.1. Preliminary choices guiding the design

Preliminary design choices are essential to clearly identify the purpose of the indicator, the target users, the object assessed, the spatial and temporal scales, and the availability of data (Bockstaller et al. 2015). These criteria define the context which should guide the design of the

indicator so that the tool is relevant to the requirements of end-users. The aim of the development of I-BIO is to help agronomists, advisers and farmers working on innovative cropping systems, to gain insight into the impacts of management on biodiversity at the field level. I-BIO was developed to cover a large range of taxa covering the overall agroecosystem biodiversity, comprising four groups: microorganisms, vegetation, invertebrates and vertebrates (see section 2.2.1). While Sattler et al. (2010) addressed 3 species within 2 taxonomic groups, we worked, like most authors, on higher taxonomic groups encompassing a broader range of species. I-BIO seeks to balance the advantages of modelling specific taxonomic groups (e.g. the SALCA method (Jeanneret et al., 2014) which is based on 11 "indicator-species group") with the need to account for overall biodiversity which impacts on system functioning (e.g. the IBEA method (France Nature Environnement, 2013) which assesses the wild biodiversity as a whole). The data for model parametrization covers common agronomic practices, organic matter inputs and landscape data (composition and configuration of semi-natural habitats, crop diversity).

2.2. Design of the indicator I-BIO

The new indicator was designed with the DEXi software (Bohanec, 2009). This software very user friendly allows the construction of hierarchical decision trees with linguistic rules which facilitate communication among non-specialists (Babuška and Verbruggen, 2003). Input indicators used to build the decision tree should be defined as, or transformed into, qualitative classes. Those input indicators are then aggregated using utility functions and weightings to achieve a global, qualitative assessment of the scenario tested.

2.2.1. Selection and hierarchy of effect and causal indicators

The first step was to carry out a review to identify and select the effect and causal indicators to be integrated in the model and their hierarchy in the decision tree. Effects indicators result from the assessment of effect of causal indicators (Bockstaller et al., 2015). To assess the impacts of a management scenario, biodiversity was split in four main groups describing overall biodiversity: microorganism, vegetation, invertebrates and vertebrates (Bar-On et al., 2018). The invertebrate group is divided into soil and flying invertebrates as organisms in these groups have different lifespan and mobility capacity and are therefore likely to show different responses to management options. Soil invertebrates spend all their life cycle in or on the soil whereas flying invertebrate' habitats vary with life cycle stages. So, if we take the example of tillage practice, the level of impact will differ between these two sub-groups (Coudrain et al., 2016; van Capelle et al., 2012). The microorganism group, the vertebrate group and the two invertebrate subgroups were described by two branches: one related to anthropogenic impacts and the other one to trophic resources. The former tackles impacts of management directly, while the latter covers indirect impacts of management. For example, a strong impact of a cropping system on invertebrates or vegetation will decrease trophic resource for vertebrates resulting in a decline in abundance. These two sub-branches were characterized by relevant indicators in each group. For example, in the vertebrate group, we added the causal indicator "mowing" as this practice could have a great impact for ground nesting birds or young mammals like fawn (Buckingham et al., 2015; Jarnemo, 2002; Stanton et al., 2018). The vegetation group was split in two branches. The first one deals with the regional context including semi-natural flora surrounding fields and the second one describes the weed flora within the cropped area.

The whole biodiversity branch and its related effect-indicators are described by 19 causal indicators (Cf. figure 20). Eleven causal indicators characterize the cropping systems, such as crop sequences, crop diversity, tillage intensity and specificities of phytosanitary treatments (number of applications, pre or post emergence, weed target). Eight causal indicators are related to local context: trophic resources (soil organic matter, microorganism, vegetation and invertebrates), landscape features (field size, land cover diversity, percentage of semi-natural habitats, connectivity).

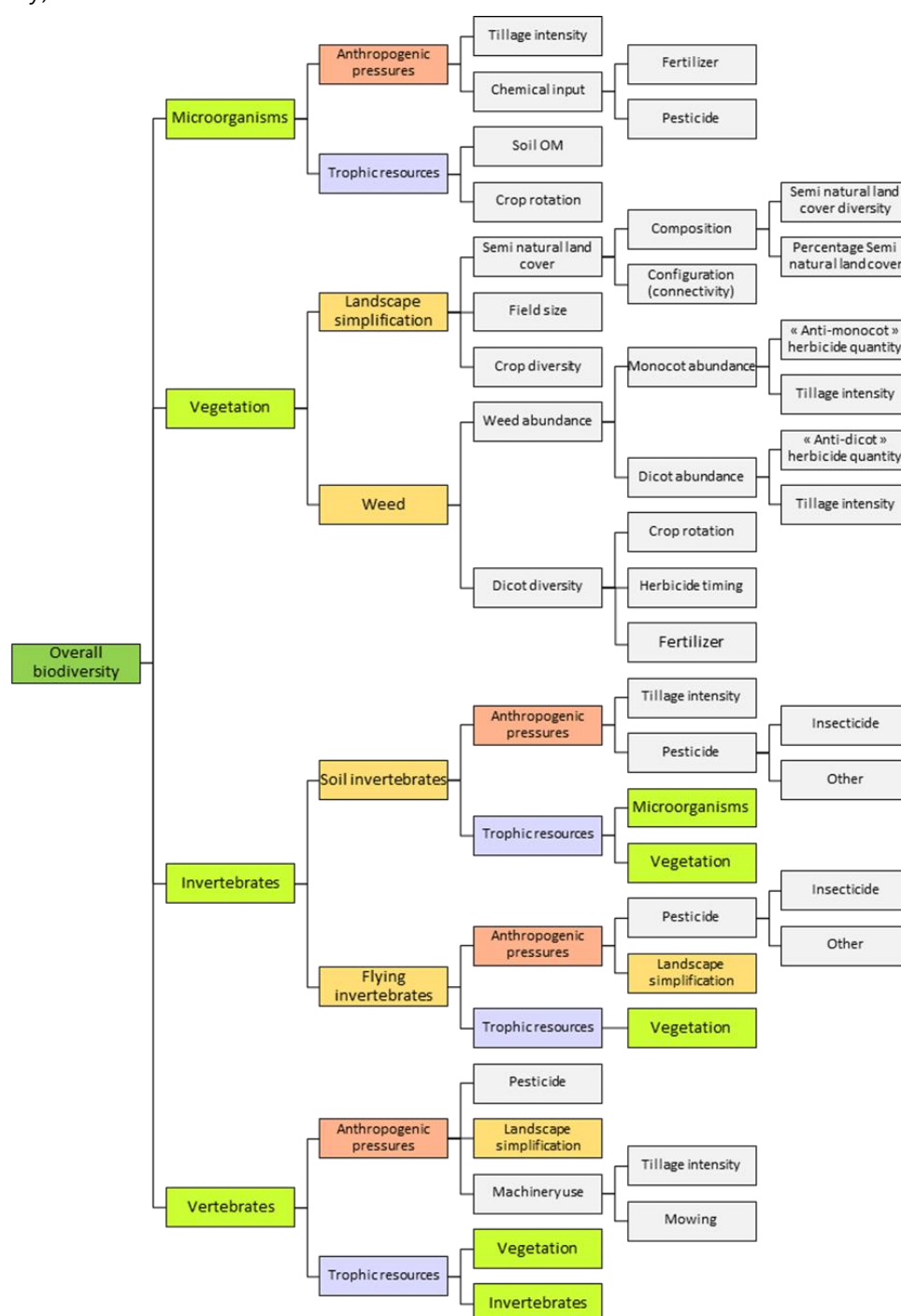


Figure 20 : Tree of I-BIO: a tool assessing the farming practices impacts on the overall biodiversity at field level.

2.2.2. Choice of qualitative state for effect and causal indicators

The second step was to select qualitative classes for simple and aggregated indicators. The biodiversity branch of DEXi-CSC had only 3 classes for all branches. The aim was to increase the tree sensitivity and to be more precise in the assessment, following guidelines of Craheix et al. (2015). For I-BIO, two classes were added at the biodiversity indicator level, one class to each group i.e. microorganism, vegetation, invertebrates, vertebrates, as well as the two subgroups soil invertebrates and flying invertebrates (invertebrates) and the indicators "anthropogenic pressures" and "trophic resources" (vertebrates). Thus, I-BIO (the overall biodiversity) has 5 qualitative classes: very low, low, medium, high, very high; indicators with 4 qualitative classes are categorized in: low, low to medium, medium to high, high; other indicators (the basic one) have 3 qualitative classes: low, medium, high. All basic indicators except two (herbicide timing and tillage intensity) are assessed quantitatively and converted to a qualitative class based on references or expert knowledge. For herbicide timing and tillage intensity, they are directly assessed qualitatively. Some indicators required an adaptation to the context of a specific case study. An example was the treatment frequency index which enables easy comparison between farms or regions (Hossard et al., 2017) but is not used in Scotland. Without this index for the CSC case study, we have defined the indicator levels based on a threshold of number of applications. All aggregated indicators are in qualitative classes based on system of references and expertise.

2.2.3. Choice of aggregation rules

The third step was to define utility functions, to aggregate indicators, and their relative weight. Utility functions consist of "if – then" linguistic rules which means that the class of an aggregated indicator is set according to the class of input indicators from the lower level of aggregation. For instance, if the aggregated indicator Y has two descendant indicators X1 and X2 which have respectively low and high qualitative classes, then we apply the "if – then" rule that will be "if X1 is high and X2 low, then Y is high". Expert knowledge was used to apply the law of the maximum i.e. keep the class with the highest impact. Utility functions could be set to automatically weight the indicators. However, this can lead to compensation effects between indicators. For example, an indicator with a low class and an indicator with a high class yields the same average class as two indicators with medium class, leading to an information loss. Furthermore, the distribution of outputs may be unbalanced causing a lack of sensitivity. To prevent this, all the utility functions in I-BIO were manually fixed in the DEXi software (table 11). This was achieved using a function of the DEXi software to export the aggregation rules and transform the qualitative classes in quantitative ones. The mean of the input variables was then calculated and ranked. The aggregation rules were then checked and corrected if the output given automatically by DEXi did not match expert knowledge or the peer reviewed literature. DEXi then recalculated the weights according to these new qualitative classes.

Tableau 11 : Part of the adaptable utility function for the indicator “Regional intensification” with the relative weights of each basic indicators.

Semi natural land cover^a	Field size^a	Crop diversity^a	Regional intensification^b
Low	High	Low	High
Low	High	Medium	High
Low	High	High	Medium to high
Low	Medium	Medium	Medium to high
Medium	High	Low	High
Medium	High	Medium	Medium to high
Medium	High	High	Low to medium
Medium	Medium	High	Low
High	High	Low	Medium to high
High	High	Medium	Low to medium
High	Medium	Medium	Low to medium
High	Low	Medium	Low
Resulting weights (calculated by DEXi)			
34%	23%	43%	-

^a Three qualitative states: Low, Medium, High.

^b Four qualitative states: Low, Low to medium, Medium to high, High.

2.3. Sensitivity analysis

Following recommendation of Bockstaller et al. (2008), we tested the sensitivity of I-BIO to assess its ability to discriminate between situation. As for quantitative models, we implemented a Monte Carlo sampling (MC sampling) approach as described by Carpani et al. (2012) for DEXi models to assess sensitivity of the main branches. This method is based on a random selection of combinations of input variables according to their probabilities of occurrence. In our study, 5000 samples were generated and simulated using I-BIO. By default, the same probability was attributed to each input variable, following Carpani et al. (2012).

2.4. Case studies assessed by the indicator

I-BIO was tested on several case studies in Scotland and France, to assess the reliability of the results and the ability of the model to discriminate situations for which different results are a priori expected. For some datasets, validation was carried out by comparing measurements of abundance and/or diversity against model outputs according to Bockstaller and Girardin (2003). I-BIO outputs were compared with observed data for the four groups (microorganisms, vegetation, invertebrates and vertebrates).

2.4.1. East of Scotland Farm (EOSF) dataset

This dataset was taken as part of a wider farm-scale survey of arable biodiversity, resilience and crop management conducted during 2007 at 57 farms across the east of Scotland from Mid-Lothian to Invernesshire. Farmers taking part in this survey were volunteers who followed a range of organic, integrated and conventional management practices. At each farm, two fields were

selected as representative of different stages in the crop rotation (generally a break crop and a cereal crop). Information on the crop management and rotational history for each field was analysed for 27 farms contributing between them 24 conventionally managed fields, 15 integrated and 15 organic" (Hillier et al., 2009; Hawes et al., 2010). For this study, 42 fields were selected where all the management data required to implement I-BIO scenarios were available to test the vegetation branch.

2.4.2. Noé network in France

In France, I-BIO was tested on a network of wheat plots in the Noé association (<https://noe.org/>). The network covers 3 regions in France (Charentes, Chalky Champagne region and the Rhône valley) with 6 different departments. Biodiversity monitoring has been carried out by the association on 50 fields since 2020. Several biodiversity indicators were evaluated: soil organic matter, microorganism biomass, earthworm, pollinators, birds abundances, etc. In our study, 36 fields were selected to validate the microorganism, flying invertebrates and vertebrates branches.

2.4.3. ENI (nonintended effects) network database

The ENI network database (Andrade et al., 2021) is a French program launched in 2012 to assess side-effects of pesticide management practices on biodiversity. Several indicator groups were measured, covering abundance or/and diversity of taxonomic groups of interest for farmers (weed, earthworm, beetle and bird). 500 fields were selected across all the country to assure a gradient of landscape and pedoclimatic conditions. Selected crops represent the main crop types in France (field crops, vineyard, market gardening crops). For several taxonomic groups, the monitoring was done in field margins: plants and beetle (Coleoptera). For our study, 60 fields were randomly selected among the 500 fields of the ENI database. They were used to test the vegetation and soil invertebrates branches.

2.5. Statistical analysis

ANOVA and Tukey tests were used to compare boxplot mean of classes and the Monte Carlo sampling approach provided a sensitivity analysis of I-BIO i.e. a random sampling with replacement among the values of each leaf variable of the model (5000 samples). Statistical analyses were carried out using RStudio version 1.3.959 and R-statistical packages: Agricolae for the ANOVA and Tukey test and XML, AlgDesign, ggtools, plotrix and genalg for the MC sampling.

3. Results

3.1. Distribution of the model outputs

Results for the overall biodiversity and main branches of I-BIO, the different taxonomic groups, for the ENI and EOSF datasets are shown in Figure 21. Globally, the lowest class is largely predominant for overall biodiversity and for three out four taxonomic groups (microorganism, invertebrates and vertebrates). Only the vegetation and the flying invertebrates showed a more even distribution across classes. The vertebrates branch stands out, especially for the ENI dataset,

as the medium to high class almost reaches 25% compared to less than 5% for the EOSF dataset. EOSF outputs were tighter around the lowest class than the ENI ones. Thus, the distribution of the invertebrates and soil invertebrates across classes was skewed to only the “Low” class. Last, soil invertebrates and flying invertebrates showed a marked difference - the lowest class of the former exceeds 75% with the ENI dataset, whereas the flying invertebrates had the first three classes around 30% and an additional fourth class “high”. Flying invertebrates is the only branch with four classes although the highest remained largely underrepresented. Similarly, soil invertebrates from the EOSF dataset were all in the Low frequency category whereas the flying invertebrates have a more balanced distribution.

Figure 22 shows example of outputs of I-BIO evaluation for the ENI and EOSF datasets for some farms as the number of assessed farms were too low to show all the results together. For instance, field 311 yield a “medium” result for the overall biodiversity, being characterised by a very low level of farm inputs (fertiliser and pesticides) and no till, while fields 423 and 424 yielded a negative result “very low”, due to more agrochemical inputs and tillage for the field 423. This representation makes possible direct comparison of the most aggregated indicator, overall biodiversity, alongside the main sub-indicators with an additional level of aggregation for invertebrates. Each calculation can be traced back to utility functions to understand each aggregation result. This ensures transparency of the method, a key feature, besides simplicity and flexibility to support the future implementation by external users (Craheix et al., 2015).

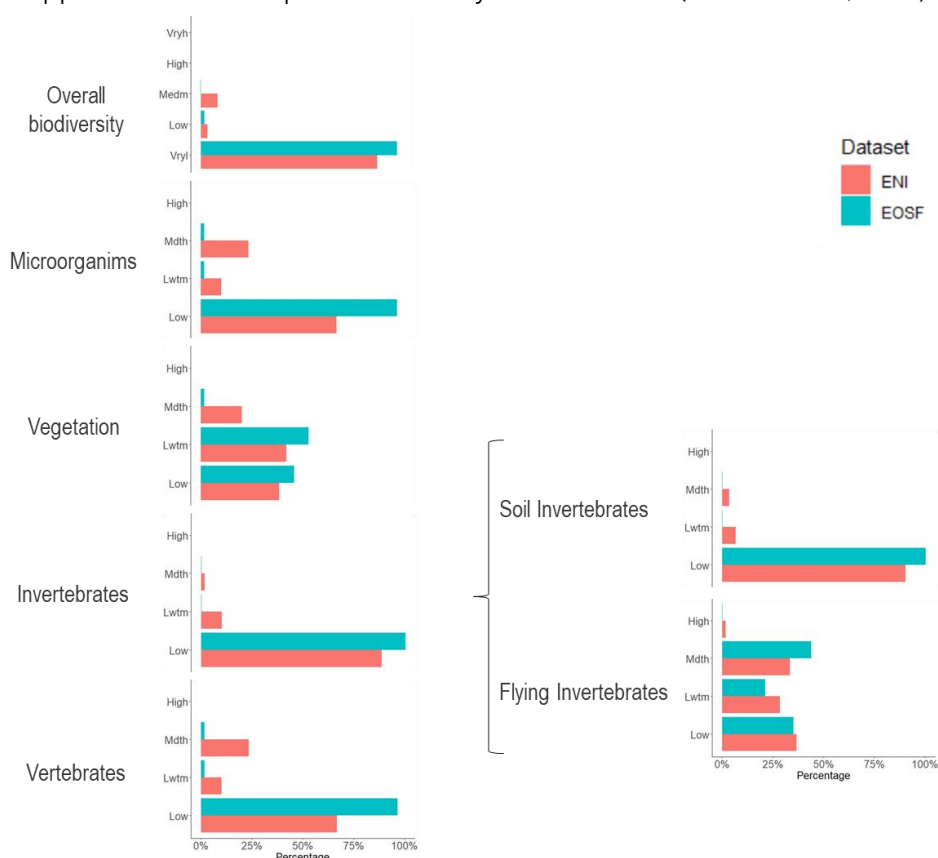


Figure 21 : Illustration of the I-BIO classes distribution with the EOSF (n=42 fields) and the ENI (n=60 fields) datasets for the overall biodiversity and the different taxonomic groups. Sidebars correspond to the scenario outputs.

Option	Id_30B	Id_33B	Id_48A	Option	Id_423	Id_424	Id_311
.. Biodiversity	Very low	Very low	Low	.. Biodiversity	Very low	Low	Medium
... Microorganisms	Low	Low to medium	Low to medium	... Microorganisms	Low	Low to medium	Medium to high
.... Anthropogenic pressures	High	Medium to high	Medium to high	 Anthropogenic pressures	High	Low to medium	Low
.... Tillage intensity	High	High	High	 Tillage intensity	High	Low	Low
.... Chemical input	High	Low	Low	 Chemical input	Medium	Medium	Low
.... Fertilizer	High	Low	Low	 Fertilizer	Medium	Medium	Low
.... Pesticide	Medium	Low	Low	 Pesticide	Medium	Medium	Low
... Trophic ressources	Low to medium	Low to medium	Low to medium	... Trophic ressources	Low to medium	Low	Low to medium
.... Soil OM	Medium	Medium	Low	 Soil OM	Medium	Medium	Medium
.... Crop rotation	Medium	Medium	Medium	 Crop rotation	Medium	Low	Medium
.. Vegetation	Low	Low	Medium to high	.. Vegetation	Medium to high	Low to medium	Low to medium
... Regional intensification	High	High	Low to medium	... Regional intensification	Low	Medium to high	Medium to high
.... Semi natural land cover	Medium	Low	High	 Semi natural land cover	High	High	High
..... Composition	Medium	Low	Medium	 Composition	High	High	High
..... Land cover diversity	Medium	Low	Medium	 Land cover diversity	High	Medium	Medium
..... Percentage Semi natural land cover	Medium	Low	Medium	 Percentage Semi natural land cover	High	High	High
.... Configuration (Connectivity)	Low	Low	High	 Configuration (Connectivity)	Low	Low	Low
.... Field size	High	High	Medium	 Field size	Medium	High	Medium
.... Crop diversity	Medium	Medium	Medium	 Crop diversity	High	Low	Low
... Weeds	Low	Low	Low to medium	... Weeds	Low	Low to medium	Medium to high
.... Weed abundance	Low	Low	Medium	 Weed abundance	Low	High	High
..... Monocot abundance	Low	Low	Medium	 Monocot abundance	Low	High	High
..... "Anti-monocot" herbicide quantity	Medium	Medium	Low	 "Anti-monocot" herbicide quantity	Medium	Medium	Medium
..... Tillage intensity	High	High	High	 Tillage intensity	High	Low	Low
.... Dicot abundance	Low	Low	Medium	 Dicot abundance	Low	Medium	High
..... "Anti-dicot" herbicide quantity	Medium	Medium	Low	 "Anti-dicot" herbicide quantity	Medium	High	Medium
..... Tillage intensity	High	High	High	 Tillage intensity	High	Low	Low
.... Dicot diversity	Low	Low	Medium	 Dicot diversity	Low	Low	Medium
.... Crop rotation	Medium	Medium	Medium	 Crop rotation	Medium	Low	Medium
.... Herbicide timing	Both or pre-emergence	Both or pre-emergence	Post-emergence	 Herbicide timing	Both or pre-emergence	Both or pre-emergence	Post-emergence
.. Invertebrates	Low	Low	Low	.. Invertebrates	Low	Low to medium	Medium to high
... Soil invertebrates	Low	Low	Low	... Soil invertebrates	Low	Medium to high	Medium to high
.... Anthropogenic pressures	High	High	High	 Anthropogenic pressures	High	Low to medium	Low to medium
.... Tillage intensity	High	High	High	 Tillage intensity	High	Low	Low
.... Pesticide	Low	Low	Low	 Pesticide	Medium	Medium	Low
.... Insecticide	Low	Low	Low	 Insecticide	High	Low	Low
..... Other	Low	Low	Low	 Other	Low	Medium	Low
... Trophic ressources	Low	Low	Low to medium	... Trophic ressources	Low	Low to medium	Medium to high
.... Microorganisms	Low	Low to medium	Low to medium	 Microorganisms	Low	Low to medium	Medium to high
.... Vegetation	Low	Low	Medium to high	 Vegetation	Medium to high	Low to medium	Low to medium
... Flying invertebrates	Low	Low	Medium to high	... Flying invertebrates	Medium to high	Low to medium	Medium to high
.... Anthropogenic pressures	Medium to high	Medium to high	Low to medium	 Anthropogenic pressures	Low to medium	Medium to high	Low to medium
.... Pesticide	Low	Low	Low	 Pesticide	Medium	Medium	Low
.... Insecticide	Low	Low	Low	 Insecticide	High	Low	Low
..... Other	Low	Low	Low	 Other	Low	Medium	Low
.... Regional intensification	High	High	Low to medium	 Regional intensification	Low	Medium to high	Medium to high
.... Trophic ressources	Low	Low	Medium to high	 Trophic ressources	Medium to high	Low to medium	Low to medium
.... Vegetation	Low	Low	Medium to high	 Vegetation	Medium to high	Low to medium	Low to medium
.. Vertebrates	Low	Low	Medium to high	.. Vertebrates	Medium to high	Low to medium	Medium to high
.... Anthropogenic pressures	High	Medium to high	Low to medium	 Anthropogenic pressures	Low to medium	Medium to high	Low to medium
.... Pesticide	Medium	Low	Low	 Pesticide	Medium	Medium	Low
.... Machinery use	Medium	Medium	Medium	 Machinery use	Medium	Low	Low
.... Tillage intensity	High	High	High	 Tillage intensity	High	Low	Low
.... Mowing	Low	Low	Low	 Mowing	Low	Low	Low
.... Regional intensification	High	High	Low to medium	 Regional intensification	Low	Medium to high	Medium to high
... Trophic ressources	Low	Low	Low to medium	... Trophic ressources	Low to medium	Low to medium	Low to medium
.... Vegetation	Low	Low	Medium to high	 Vegetation	Medium to high	Low to medium	Low to medium
.... Invertebrates	Low	Low	Low	 Invertebrates	Low	Low to medium	Medium to high

Figure 22 : Illustration of the I-BIO indicator outputs with the East of Scotland and ENI datasets (respectively on the left and right) and the input variables.

3.2. Sensitivity analysis

The MC sampling showed an uneven frequency distribution for biodiversity indicators and the sub-indicators (figure 23). For overall biodiversity, the lowest category "very low" yielded the highest frequency. This unbalanced distribution in favour of "very low" can be observed for the "invertebrates" group and more precisely the soil invertebrates and to a less extent for microorganisms. However, for vertebrates and especially for vegetation, the distribution is more balanced. This uneven frequency distribution was not due to the parametrization of the final utility function of "overall biodiversity" which shows the following distribution: for "very low" 65 rules out of 256, for "low" 71 rules out of 256, for "medium" 54 rules out of 256, for "high" 35 rules out of 256, and for "very high" 31 rules out of 256. An explanation may lie in the integration of relation between taxonomic group. The distribution shape of the microorganisms group might have influenced the soil invertebrates group and exacerbate the effect on the lowest class. This can

also be observed to a lesser extent for the invertebrates group, influenced by the flying invertebrates group, which depends on vegetation. Yet this last group based on eutrophic organisms does not depend on another taxonomic group and shows a more balanced distribution, resulting in a difference in distribution between the flying invertebrates and the soil invertebrates group. Likewise, the vertebrates group depends on both the vegetation and invertebrates group, the former mitigating the effect of the later. When combining both distributions of vegetation and invertebrates groups, the distribution of vertebrates may be understood. The uneven distribution with the overrepresentation of the lowest class in some groups seem to be amplified in the distribution of the overall biodiversity. Likewise, the slightly higher percentage in the third class relatively to the second comes from its advantage in the vegetation and vertebrates groups. However, the shape of the microorganisms group remains unexplained.

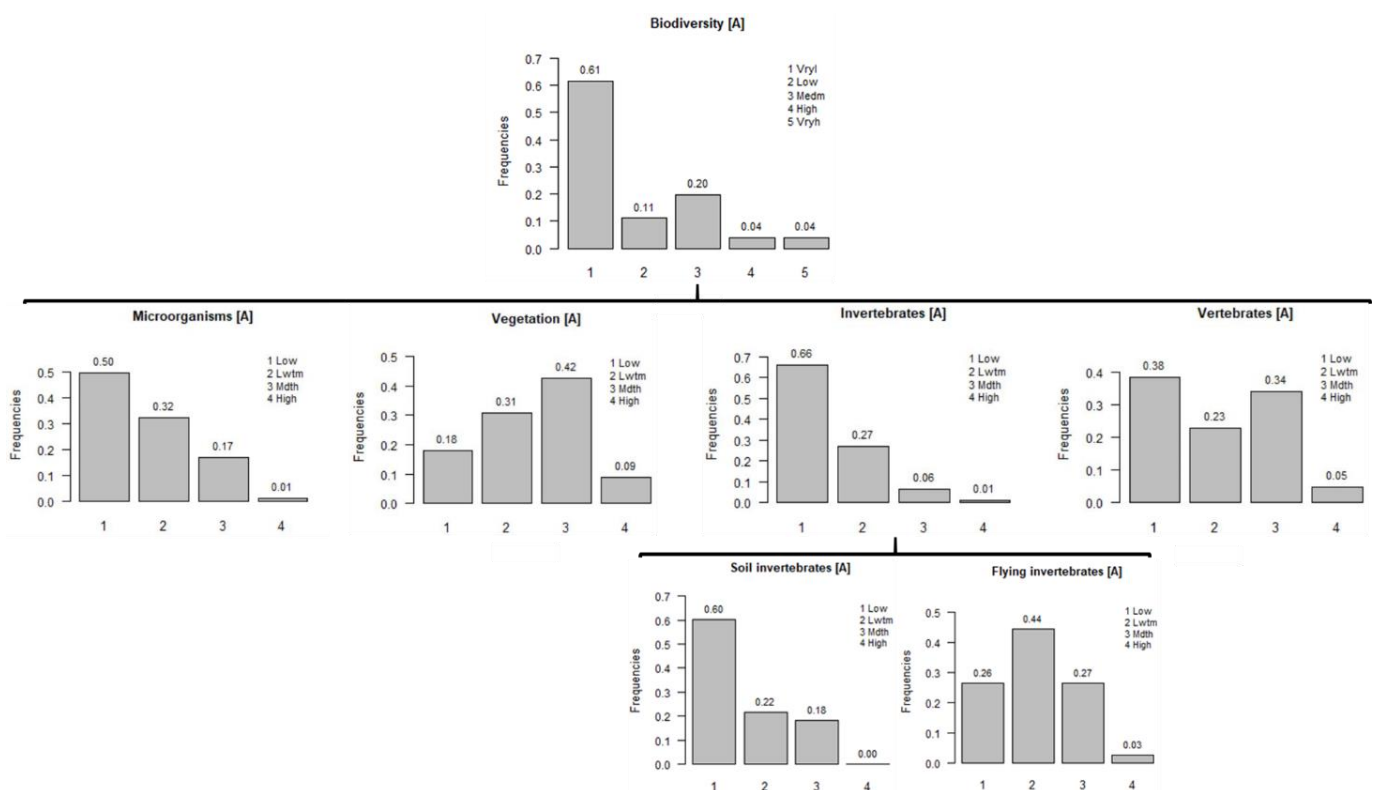


Figure 23 : Bar charts representing the distribution of the results of 5000 Monte Carlo simulations of I-BIO for the "Overall Biodiversity" and the four taxonomic groups (microorganisms, vegetation, invertebrates and vertebrates). The X-axis represents the classes of the studied variable (1 Very low, 2 Low, 3 Medium, 4 High, 5 Very high) and Y-axis gives the relative frequency of occurrence of the class (i.e. within the 5000 simulations).

3.3. Validation of I-BIO

Validation of the microorganisms branch was limited as there were only 10 fields within the Noe database with microorganisms biomass data to use (Fig. 24). The difference between the two classes "low" and "low to medium" is significant (p value= 0.0050). Comparison of I-BIO with observed data met our expectation for monocotyledon and dicotyledon abundances for the EOSF site (Fig. 25a). The difference between boxplots is significant for monocotyledons (p value=0.0293) and for dicotyledons (p value=0.0227). For ENI data, the trend between I-BIO

outputs and observed data was the opposite to those predicted (Fig. 25b), as the high classes for both monocotyledon and dicotyledon abundances are below the other classes. For the EOSF weed richness, the boxplot corresponding to the “high” class is significantly higher (p value =0.0131) than “low to medium” class (Fig. 26a). The other boxplots “low” and “low to medium” showed lower value of richness than “high” although no clear relation existed between I-BIO output and field observations. For ENI, even if we focused only on the most abundant hemerophobic species (Fried et al., 2018) to avoid biases linked to regional features or pedoclimatic context, there was no clear trend and substantial variability between classes. (Fig. 26b).

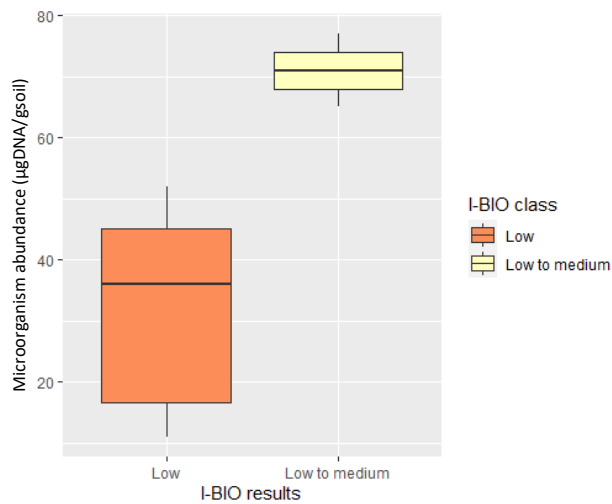


Figure 24 : Comparison of I-BIO outputs for the microorganisms branch with observed data of microorganisms biomass (µgDNA/gsoil) for the Noé dataset (n=10).

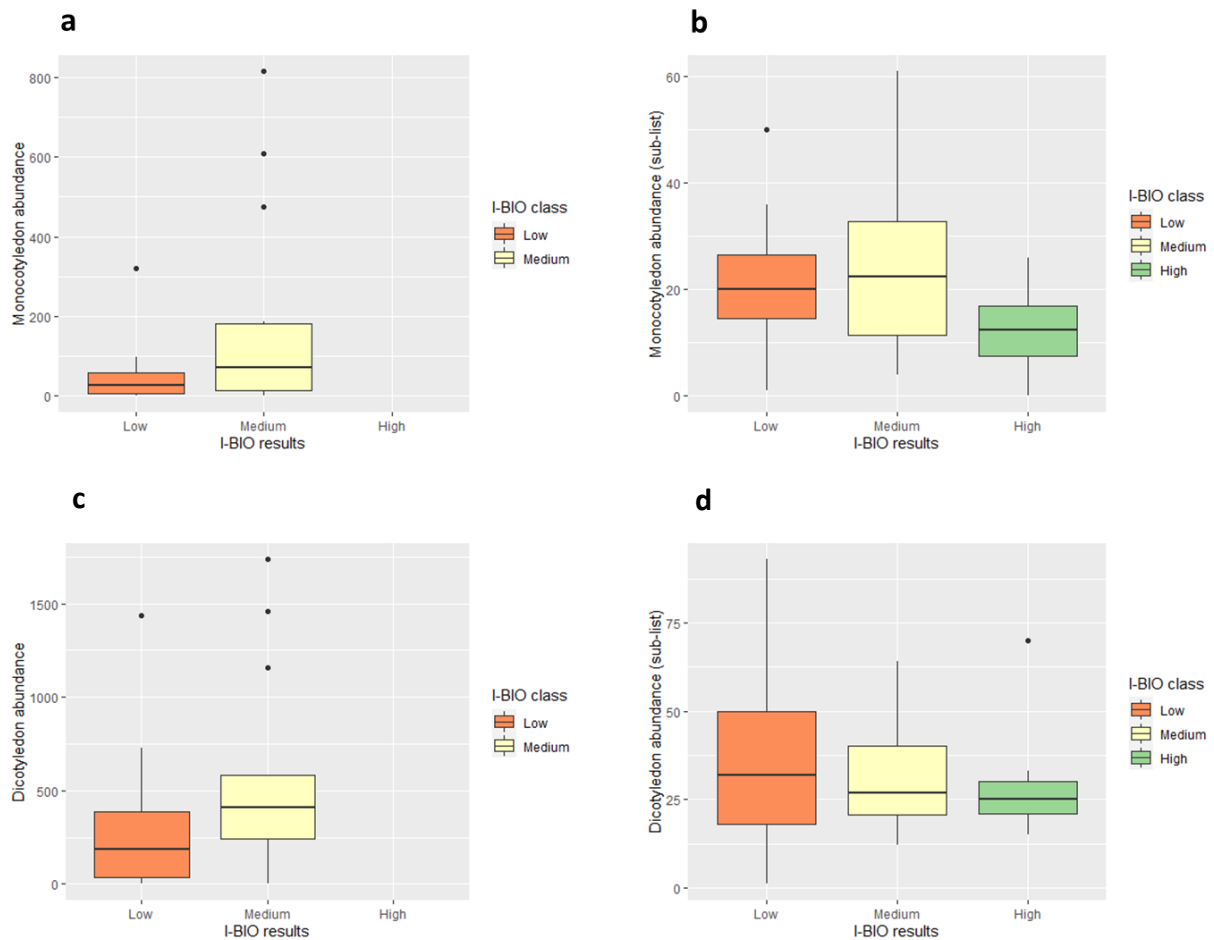


Figure 26 : Comparison of I-BIO outputs for monocotyledon abundance and dicotyledon abundance (number of individuals) with observed data: a) EOSF data (n=42), b) ENI data, the sub-list encompassed the hundred most abundant species (n=60). For the sake of readability, we removed two very high points for the EOSF data: the first one at 3284 for the Monocotyledon abundance and the second one at 3972 for the Dicotyledon abundance.

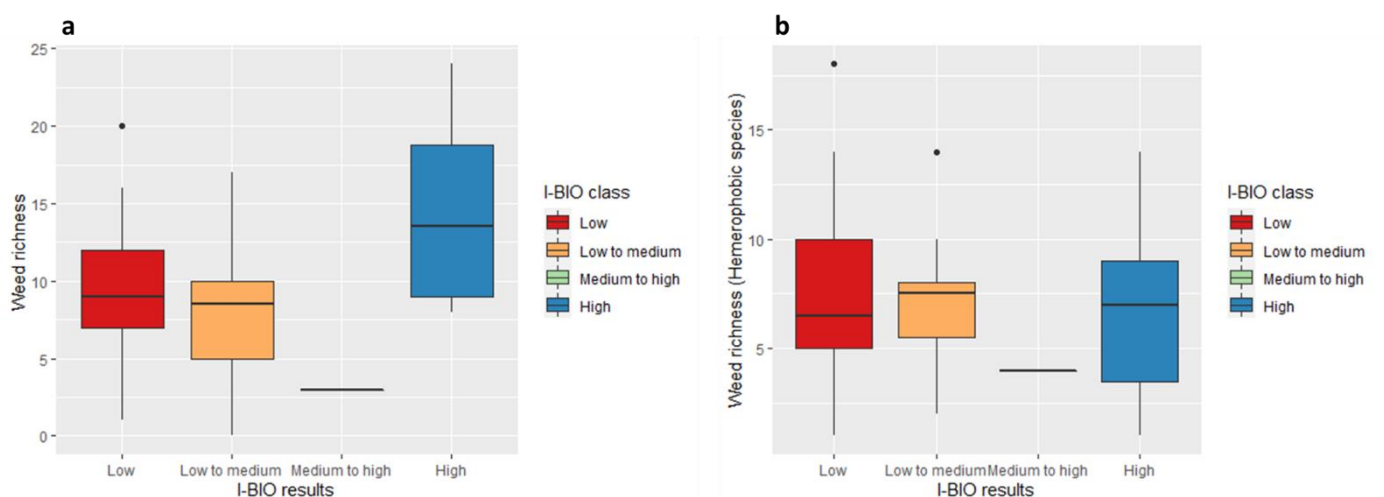


Figure 25 : Comparison of I-BIO outputs for weed richness with observed data: a) EOSF data all the species (n=42), b) ENI data only the most abundant hemerophob species (n=60).

Fig. 27a shows a straightforward relation for the soil invertebrates branch between I-BIO outputs and field observations of earthworm abundance although no significant difference between boxplots could be found. The comparison of the flying invertebrates branch with coleoptera abundance from the ENI dataset showed a positive trend (Fig. 27b) although it was not so clear as for earthworms and not significant. The test with observation of butterfly abundance from the Noé dataset showed a slight positive trend for abundance which is a little more pronounced for butterfly richness (Fig. 28).

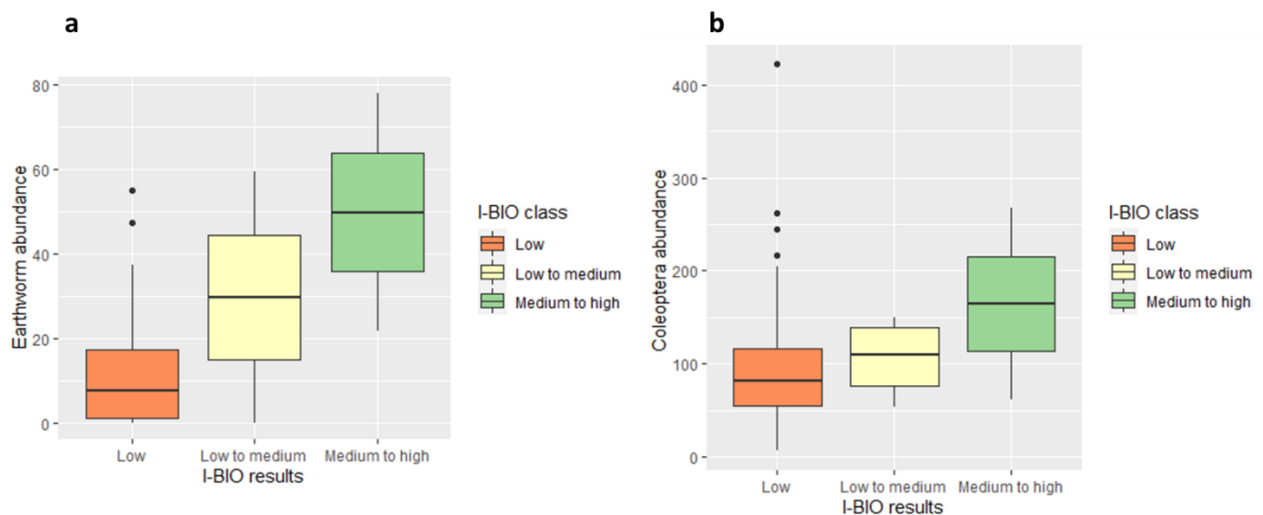


Figure 28 : Comparison of I-BIO outputs for invertebrates branch with corresponding observed data a) the soil invertebrates branch with earthworm abundances for ENI data (n= 24) and b) the flying invertebrates branch with coleoptera abundance for ENI data (n= 60).

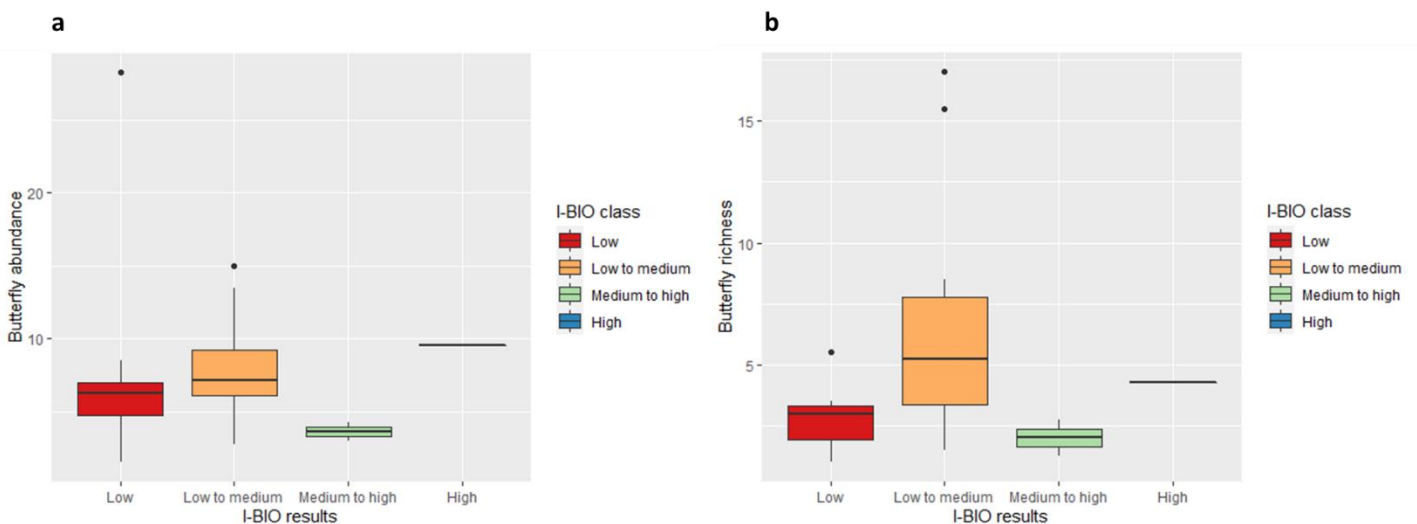


Figure 27 : Comparison of I-BIO outputs for the flying invertebrates branch with observed data for the Noé dataset (n=16): a) Butterfly abundance, b) Butterfly richness.

Finally, it was not possible to validate the vertebrates branch, with the Farmland birds data (Fig. 29) from either the Noe or ENI datasets. This could be due to the very low number of observations and fields with "medium to high" or "high" classes (respectively 3 and 1 occurrences for the Noe dataset and 14 and 0 for the ENI dataset). Moreover, it's not surprising that birds are

less impacted by local management practices compared to earthworm or coleoptera as other factors such as landscape features have a great influence on this group.

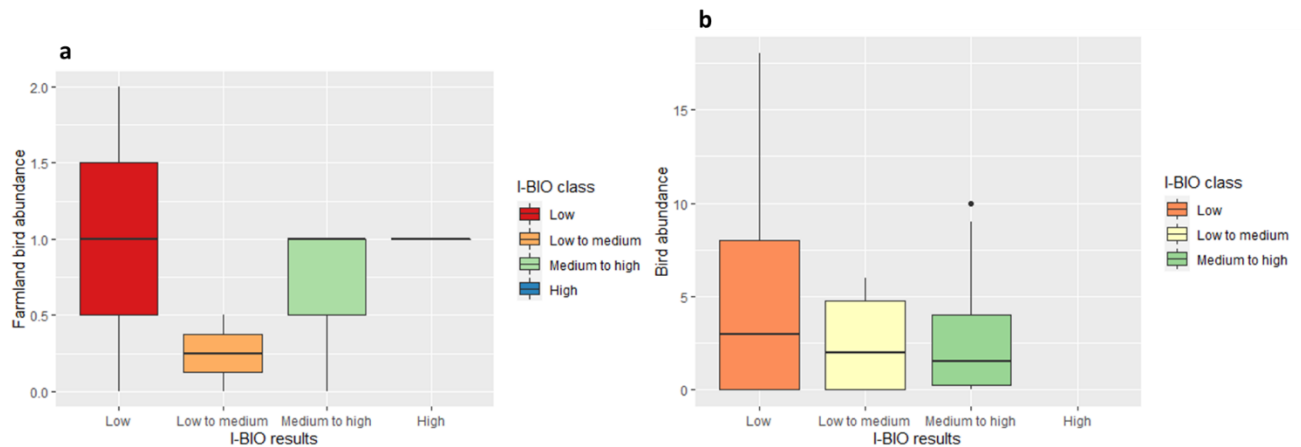


Figure 29 : Comparison of I-BIO outputs for the vertebrates branch with observed data of farmland birds: a) Noé dataset (n=16) and b) ENI dataset (n=60).

4. Discussion

4.1. Originality of the indicator

I-BIO was designed to give a prediction of the impacts of management practices on overall biodiversity at the field level. As for every indicator design, a compromise has to be found between feasibility and integration of processes (Bockstaller et al., 2015), the former depending especially on the amount and availability of data, the latter depending on sufficient coverage of all key biodiversity components in the system. Overall the I-BIO decision tree is more complex and requires more data than other predictive DEXI models: the IBEA (France Nature Environnement, 2013), the biodiversity branch of MASC 2.0 (Craheix et al., 2012) and DEXiPM1 (Pelzer et al., 2012) but less than this of DEXiPM (Demade, 2014). As a qualitative tool, it also requires less data than SALCAbd (Jeanneret et al., 2014). We did not select species groups for the different taxonomic groups like SALCA method but did not restrict to a global assessment of biodiversity as in IBEA. Like MASC 2.0 and DEXiPM 1, I-BIO addresses general taxonomic groups but, in our case, we tried to cover the whole range of groups from microorganisms to vertebrates, the former being only tackled by MASC2.0, and the latter only by SALCAbd. In comparison with DEXiPM2, I-BIO did not address ecosystem services linked to biodiversity for sake of simplicity because relation between both are complex (Duncan et al., 2015).

A major innovation in I-BIO is to consider direct impact of field and landscape management and indirect impact through trophic relation. Indeed, when a taxonomic group is impacted, for instance vegetation, higher groups in the trophic chain are also impacted by a reduction of their trophic resources, for example "flying invertebrates" (Bruun et al., 2022; Sohlenius, 1990). Another innovation in I-BIO is the integration of landscape variables. In order to better embed semi natural habitats, we created a branch for the semi natural flora which plays an important role in maintaining biodiversity (Bailey et al., 2010; Jeanneret et al., 2003; Martin et al., 2019; Sirami et al., 2019; Tscharncke et al., 2021). The IBEA method tackles some landscape variable like density, diversity, connectivity of landscape elements but also includes the quality of semi natural and

natural habitat particularly the combination of tree species, presence of dead wood or intra-forest ponds. However, despite this example, functional aspects of landscape components remain poorly integrated in biodiversity indicator assessment and would be a useful avenue for future work (Fahrig et al., 2011; Santos et al., 2021).

4.2. Sensitivity

Qualitative methods assessing agricultural systems sustainability have shortcomings in terms of sensitivity, which due to the inherent structure of the DEXi model, are limited by the threshold effect. I-BIO attempts to mitigate this by adding more classes to some branches, but is still limited by the total number of decision rules due to combinatory explosion. I-BIO resulted in a total of 256 decision rules and although we developed a method to overcome this inflation (see appendix D), it is uncertain that the method can be implemented for a higher number of rules. In any case, a trade-off has to be found between sensitivity of the tool and the problem of combinatory explosion. One possibility to resolve this sensitivity problem is to implement a quantitative method combining decision rules and fuzzy set like the CONTRA method which was tested to design an assessment method of grassland management on biodiversity (Bockstaller et al., 2017).

The results of the MC sampling approach showed an uneven distribution of I-BIO outputs for the overall biodiversity, skewed to the low class. This may be explained by the structure of the tree, although the behaviour for one branch, microorganisms remain unexplained. The results obtained may be compared with the outputs in Carpani et al. (2012) for the MASC1 model (Sadok et al., 2009) for which extreme classes had a nil probability and always two mediums took the majority of probability. For our indicators, no nil probability was observed. If we calculated a root mean square deviation in relation to a balance distribution (probability = 0.20) it was slightly smaller than for MASC 1, a value of 21.3 for I-BIO against 22.5 for MASC 1 but not enough to conclude to a better sensitivity. Nevertheless the uneven distribution of I-BIO reflects the actual sensitivity of biodiversity to perturbations due to arable management (Coudrain et al., 2016; Martin et al., 2020).

As advised by Carpani et al. (2012), MC sampling may be completed by two other approaches: ANOVA and conditional probabilities. Unlike MC, the ANOVA makes possible the calculation of a sensitivity index for each input variable at each "node" of the tree, i.e., an output variable resulting from this aggregation of two or more variables. However, if the model is too large, there could be computational problems. The conditional probabilities method calculates a sensitivity index for all the variables along the tree i.e., at each aggregation level. Due to lack of time, it was not possible to implement both complementary approaches in this study. But for the conditional probabilities, taking into account similarity in the size of the tree and the number of aggregation level, some comparison can be made at least for basic variables.

4.3. Validation of the model

Following Bockstaller and Girardin (2003), we assessed the predictive quality of I-BIO in which is rarely shown in publications presenting a new indicator. Jeanneret et al. (2014) is one exception, where a validation test was presented for two taxonomic groups for grasslands but not

for arable plots. I-BIO covered a larger range of taxonomic groups, for all except the “microorganisms” group where insufficient data were available. Overall, I-BIO performed well for microorganism and earthworm data. I-BIO performed better with abundance data than richness data, although even there, the predictive power remained weak which is not surprising regarding the simplified qualitative design of I-BIO. The validation results are somewhat similar to SALCAbd for which they found significant, positive relations for a slightly larger sample (n=77) even though the correlations were weak (Spearman coefficient = 0.58 for plants and 0.39 for grasshoppers). In the case of SALCAbd, results concerned species richness and not abundance.

The poor performance of I-BIO for the vegetation branch may be due to the fact that these data were observed at the field margin and not in the centre of the field, so less influenced by agronomic practices. Landscape data are typically heterogeneous, especially for the percentage of semi natural habitats and their connectivity. Indeed, some datasets included detailed landscape features i.e. percentage of crops and semi-natural habitats within a radius of 1 km whereas others had little or no data on landscape context. Thus, I-BIO was restricted, in some instances to using the medium class or using expert opinion in the absence of appropriate data. This was especially the case for the East of Scotland farm dataset.

Improvements to the causal indicators for predicting impact on the soil invertebrates include additional information on tillage intensity and other pesticides. For the tillage intensity, the “high” class should include animated agricultural equipment such as rotative or disc harrow and lafforge spade. For the pesticides, a distinction should be made between fungicide, molluscicide and herbicide as the latter will have less impact on soil invertebrate abundance and diversity.

As recommended by Bockstaller and Girardin (2003), we compare sub-indicators dealing with one taxonomic group. For very broad groups like invertebrates, the comparison with one specific taxonomic group (e.g. earthworms) may be questionable. Ideally, it should be compared to a set of observations (earthworms, carabidae, etc.). A multispecies indicator like this proposed by Sirami et al. (2019) could be put forward. This would even be appropriate for I-BIO at the level of overall biodiversity. But in any case, this would require on one site multi-taxonomic observations for a very large sample.

4.4. Implementation and utility

In their methodological framework on the validation of indicators, Bockstaller and Girardin also pointed out the need for end-user validation. At this stage of development of I-BIO, it was not possible to test the utility among potential users but some points may be discussed. According to Craheix et al. (2015), simplicity, flexibility and transparency are key characteristics to foster implementation of a tool by other users than the designer of the tool.

Simplicity is ensured by predictive indicators in form of decision tree based on linguistic rules which are easier to understand for non-specialists (Phillis and Andriantiatsaholainaina, 2001) than quantitative models. However, some utility functions like this for the overall biodiversity with 256 rules are not so easy to understand and require some explanation. In spite of some points, the methodology and the tool are simple to use. Input data may remain qualitative, based on expertise or expert assumption. Many input data are available in farmers’ traceability information system. An effort has to be made, without this being an issue for advisers and their farmers, to

assess the intensity of herbicide use which is separated by target between herbicide for the control of monocotyledons (grass species) or dicotyledons. However, a bottleneck lies in data collection of landscape variables, proportion of semi-natural elements and their connectivity. But here again, expertise may replace real data, especially in arable land where in many situations these variables may be set to the lowest category.

The tool is also very flexible since it is very easy to change a value and to get a result. This may support discussion between stakeholders by providing quick answers to question like what can happen if I change this management practice. However, the drawbacks are the lack of sensitivity due to its qualitative form and the uneven frequency distribution on the side of the "low class". The design of a quantitative indicator based on fuzzy decision like the CONTRA method would mitigate this issue. Lastly, transparency is supported by the form in which the results are presented by the tool, where basic indicators and all the aggregated results are available and can be traced. Aggregation functions (utility functions) are also transparent even if they are not always easy to understand. But here again DEXi offers synthesis of decision rules to facilitate an overview of the rules.

5. Conclusions

With the improvements described above, I-BIO not only provides a framework for understanding arable ecosystems and comparing management practices but can be developed as a predictive tool and decision aid for farmers, based on a greater level of detail and complexity than previously available. Indeed, I-BIO was built to assess the impact of management practices on four taxonomic groups, covering the whole range of diversity from microorganisms to vertebrates, and encompasses both field management and landscape variables (composition and configuration). A key novelty of this indicator lies in the assessment of direct impact and indirect impact on the trophic chain. The use of decision tree ensures simplicity and feasibility but the drawback is a certain lack of sensitivity for some groups. Predictive quality assessment delivered mitigated results but, in some cases, satisfactory for species abundance. This work should be continued with other datasets and for microorganisms. Last, the tool should be tested by end-users.

Acknowledgements

This study is part of a PhD research project supported by a grant (n°2019/0020) overseen by the French National Research Technology Agency (ANRT). The authors would like to thank Enzo Armaroli, Daniel Cluzeau, Victor Dupuy, Isis Poinas, Benoît Ricci and Laura Schlosser for the provided datasets and, Jacques-Eric Bergez for statistical support.

CRedit authorship contribution statement

Christian Bockstaller and Emma Soulé: Conceptualization, Investigation, Formal analysis, Writing - original draft, Writing - review & editing, Visualization. Cathy Hawes and Mark Young: Conceptualization, Investigation, Formal analysis, Writing - review & editing, Visualization. Laura Henckel, Nadia Michel and Philippe Michonneau: Conceptualization, Writing - review & editing, Visualization.

Chapitre 3 : Caractérisation des exploitations agricoles via l'évaluation conjointe impacts/services

Nous avons présenté dans le second chapitre le cadre conceptuel et le développement de la méthode d'évaluation. Le chapitre 3 est l'application de cette méthode à notre cas d'étude dans la Champagne crayeuse. Ce travail comprend l'analyse conjointe IE/SE, l'étude de corrélations entre indicateurs et à la recherche du meilleur compromis. La partie A présente l'article qui rappelle la méthode d'évaluation et analyse les résultats obtenus sur les 33 exploitations qui constituent notre échantillon, sans tenir compte spécifiquement des cahiers de charge liés aux exploitations. La partie B se penche sur l'étude de différences entre cahiers des charge publics (AB et HVE) afin de répondre aux attentes de la coopérative.

Résumé du chapitre 3 : Une nouvelle méthode pour évaluer la durabilité des systèmes agricoles en intégrant les services écosystémiques et les impacts environnementaux

Intérêt et position du chapitre dans la thèse

Ce chapitre décrit la mise en œuvre de la nouvelle méthode d'évaluation de la durabilité (chapitre 2) sur notre cas d'étude dans la Champagne crayeuse. Cette partie présente les résultats de l'ensemble des indicateurs calculés et les analyses réalisées afin d'estimer la pertinence des indicateurs sélectionnées et la complémentarité des indicateurs de services écosystémiques et des indicateurs environnementaux. En outre, une analyse comparative a été effectuée sur deux certifications environnementales : le référentiel HVE de niveau 3 (voie A) et l'agriculture biologique.

Contexte

L'agriculture a fortement évolué en France après la seconde guerre mondiale. En effet, il fallait que la France recouvre sa souveraineté alimentaire et produise suffisamment pour être autosuffisante. L'agriculture s'est donc industrialisée en recourant à la mécanisation et aux intrants de synthèse. Cette industrialisation n'a pas été sans effet sur la santé, l'environnement et l'économie. Pour limiter ces impacts deux voies existent. La première repose sur la diminution des intrants de synthèse comme en agriculture biologique et la seconde sur la reconception des systèmes agricoles en s'appuyant sur les services écosystémiques (SE). Plusieurs travaux ont proposé des cadres conceptuels afin d'évaluer ces SE en milieu agricole fortement anthropisé, mais des confusions persistent notamment sur la notion de disservice. Par ailleurs depuis les années 90, de nombreuses méthodes évaluant la durabilité en milieu agricole sont apparues. Cependant, elles se limitent souvent à une liste d'indicateurs plus ou moins organisée et intègrent très peu de SE. Il existe ainsi un front de science relatif à l'analyse des synergies et des antagonismes entre les services écosystémiques et les impacts environnementaux.

Questions de recherche

1. Comment intégrer les concepts d'avantage et d'impact dans un cadre conceptuel ?
2. Quels sont les antagonismes et synergies entre indicateur d'impacts, de services écosystémiques et socio-économiques ?
3. Existe-t'il des exploitations, et si oui lesquelles, qui présentent un bon compromis entre indicateurs ?
4. Est-ce que les cahiers des charges ont un effet sur les résultats ?

Méthodologie

La méthode d'évaluation de la durabilité repose sur un cadre conceptuel qui intègre 22 thèmes dont 7 avantages, 15 impacts environnementaux avec 14 indicateurs de SE. Un cadre analytique pour évaluer conjointement les services écosystémiques et les impacts environnementaux est également proposé. Les indicateurs de la nouvelle méthode sont issus de la méthode INDIGO et de la méthode MASC 2.0. Ils ont été calculés à l'aide de l'outil SYSTERRE® d'Arvalis, du modèle AMG et de plusieurs calculateurs Excel. La méthode a ensuite été appliquée sur 33 exploitations en Champagne crayeuse. Ces exploitations suivent divers cahiers des charges (HVE, AB, etc.) et ont des itinéraires techniques variés. Pour représenter au mieux l'assolement des exploitations, 6 à 10 parcelles par exploitation, 250 au total, ont été sélectionnées avec la majorité en grandes cultures (céréales, oléagineux, légumes industriels). Concernant l'analyse des résultats, des boîtes à moustache ont été utilisées pour étudier la distribution des indicateurs et comparer plusieurs certifications environnementales. Une matrice des corrélations a permis de sélectionner les indicateurs les plus intéressants et de repérer des synergies et antagonismes entre eux. Puis, une ACP suivie d'une classification ascendante hiérarchique ont été réalisées afin de caractériser les divers types d'exploitations agricoles. Enfin, l'analyse des déviants positifs via la recherche du front de Pareto a été appliquée sur une liste réduite d'indicateurs afin d'identifier les exploitations présentant le meilleur compromis.

Résultats principaux

L'analyse conjointe des services écosystémiques et des impacts environnementaux a mis en évidence qu'une grande partie des exploitations agricoles ont un SE potentiel correct voire élevé mais qu'elles ne l'utilisent pas suffisamment pour diminuer leurs impacts environnementaux. C'est notamment le cas des exploitations en HVE. La matrice de corrélations a confirmé la complémentarité des indicateurs de l'outil SYSTERRE® et de la méthode INDIGO. La classification ascendante hiérarchique a distingué 5 groupes d'exploitations avec deux groupes en agriculture intensive, un groupe en agriculture biologique et deux autres groupes qui ont des SE potentiels intéressants mais avec peu de retombées positives sur les performances environnementales. En outre, les résultats ne montrent pas d'antagonisme entre les performances environnementales et socio-économiques. Concernant l'analyse des déviants positifs, une exploitation agricole en HVE présentant le meilleur compromis entre les volets environnementaux, économiques et sociaux a été identifiée. Enfin relatif aux certifications environnementales, le référentiel HVE a de bons résultats pour certains indicateurs liés à la stratégie phytosanitaire mais doit encore progresser sur les thèmes de la fertilisation et de la biodiversité. L'agriculture biologique a de très bons résultats sur les thèmes de la biodiversité, de la stratégie phytosanitaires et de la gestion de la fertilisation mais peut s'améliorer sur la gestion du phosphore et les services écosystémiques.

Apport pour la thèse et la recherche en général

Ce chapitre a permis d'appliquer la nouvelle méthode d'évaluation de la durabilité développée dans cette thèse et de tester la pertinence des indicateurs utilisés ainsi que leur complémentarité vis-à-vis des indicateurs employés par la SCARA. Ce travail a aussi montré une nouvelle approche pour analyser conjointement les services écosystémiques et les impacts environnementaux et ainsi identifier des synergies et antagonismes entre les indicateurs. Finalement, ce chapitre a permis de comparer plusieurs certifications environnementales en soulignant les thématiques à améliorer et fournit des pistes de réflexion pour tendre vers une agriculture durable. Les résultats sont à confirmer ou à comparer dans d'autres situations de production.

Productions scientifiques

Un article scientifique soumis dans *Journal of Cleaner Production*.

Une présentation orale en septembre 2021 à la conférence internationale *Landscape 2021*.

Une présentation au congrès Phloème en novembre 2022.

Un poster présenté à l'*International conference in Ecology & Evolution* (SFE², GfÖ, EEF) en novembre 2022.

Partenariats et stage

Ce travail a bénéficié de l'appui de certains collègues de l'équipe AGISEM pour le choix des méthodes statistiques et le renseignement de calculateurs Excel. Les collègues de la SCARA ont aussi contribué à ce travail par la validation des données dans l'outil SYSTERRE® et en fournissant des données techniques complémentaires.

Enfin, ce travail a permis l'encadrement d'un stage de fin d'études d'école ingénieur de 6 mois pour la collecte des données, le calcul de certains indicateurs et les premières analyses des indicateurs calculés.

Partie A. Une nouvelle méthode pour évaluer la durabilité des systèmes agricoles en intégrant les services écosystémiques et les impacts environnementaux

A new method to assess sustainability of agricultural systems by integrating ecosystem services and environmental impacts

Emma Soulé^{a,b}, Rémi Charbonnier^a, Laura Schlosser^b, Philippe Michonneau^b, Nadia Michel^c, Christian Bockstaller^a

a Université de Lorraine, INRAE, LAE 68000 Colmar, France

b SCARA, 10700 Arcis-sur-Aube, France

c Université de Lorraine, INRAE, LAE 54500 Nancy, France

* Corresponding author: christian.bockstaller@inrae.fr, INRAE LAE, 28 rue de Herrlisheim, 68000 Colmar, France

Abstract

The intensification of agriculture after the Second World War was a success in terms of substantially increasing yields to meet the demand of the growing population, but the trade-off was a rise in negative environmental, economic and social impacts. Despite disagreement on how to put the general concept of sustainability into practice, most stakeholders recognize the need for assessment methods to identify and implement new measures to characterize the current situation and to gauge progress that must be made to reach the end goal. Many sustainability assessment methods for agricultural systems have been published, but most are simply a list of indicators and very few integrated ecosystem services (ES). Yet, ecosystem service indicators are essential for better integrating biological processes in order to support the agroecological transition. Based on the MASC method (which stands for Multi-attribute Assessment of the Sustainability of Cropping systems) and a recent conceptual ES framework, we developed a conceptual indicator framework embedding environmental impacts (EI) and ecosystem service indicators. This framework covers 22 environmental themes and integrates few basic economic and social indicators. The method was implemented on 33 farms with different certifications and production specifications. All were members of an agricultural cooperative in the Champagne crayeuse region in north-eastern France. We selected 250 plots to cover the farms' crop rotations. The correlation analysis showed no systemic trade-off was identified between EI or ES and economic indicators. Meanwhile, the joint assessment of ES and EI, like the multivariate analysis, delivered results with more nuanced results than a classical opposition between intensive and organic farming. Some farms have a moderate or even good level of ES but often do not leverage them, as shown by their high level of EI. The principle component analysis and subsequent hierarchical ascendant classification allowed us to distinguish five clusters: two clusters included intensive farms, one showed enhanced performances for some indicators without trade-offs, one had reduced pesticide use and more diversified crops, and one included an organic farm. These last two clusters showed some trade-offs for economic indicators, energy production and production costs, but no trade-offs for profitability, the most important performance indicator. Finally, the positive deviance analysis revealed that economic, environmental and social considerations can be balanced in a way that seems to be more sustainable than, for example, an

organic farm that has very successfully reduced EI but at a cost of several economic and social trade-offs.

Keywords

Agroecological transition, sustainability assessment method, arable farm, indicator framework, joint assessment, diversified crop rotation

1. Introduction

After the Second World War, efforts to ensure food security led to a major intensification of agriculture in many Global North countries as well as in the Global South through the Green Revolution. While this evolution resulted in a tremendous increase in production, it has also brought about negative impacts of an economic (e.g., falling prices), environmental (e.g., degradation of natural resources) and social (e.g., health) nature. These problems give rise to major questions about the sustainability of agriculture, which is highly implicated in exceeding planetary boundaries (Campbell et al., 2017). Mitigation of these impacts can occur through two major pathways. The first is based on improving input use efficiency with, for example, precision farming, while the second relies on input substitution (chemical to organic) and the redesign of the system to replace chemical inputs with ecosystem services (Therond et al., 2017a)). Ecosystem services (ES) are the biophysical components of the ecosystem from which humans derive benefits (Haines-Young and Potschin-Young, 2018; Tibi and Therond, 2017). A huge body of literature has been produced on this matter since the introduction of the concept by Costanza et al. (1997) and Daily (1997), covering natural as well as anthropized ecosystems like agriculture (Bennett et al., 2009; Palomo-Campesino et al., 2018). In spite of this effort, Barot et al. (2017) noted that ES had not been clearly defined in anthropized systems like cropland, perhaps because the concept was supported by natural ecosystem specialists. Barot et al. (2017) thus proposed a conceptual framework to assess ecosystem services in anthropized ecosystems emphasizing the need to distinguish what is truly an ES resulting from an ecological process and the impact caused by human activity. But in their framework, the concept of disservices overlaps with EI linked to human interventions. Like ES, a disservice results from an ecological mechanism. The same confusion between EI and disservices can be found in the framework proposed by Power (2010). For example, 'loss of biodiversity' and 'loss of wildlife habitat' can suggest that ecosystems may be comprised of self-destroying mechanisms. In any case, what is at stake is not a simple theoretical question of terminology. Moreover, such losses may lead to attempts to disguise the results of human activity on the outcome of ecosystem functioning. Clarification is therefore needed to avoid any association of positive or negative impacts with ecosystem processes in order to mitigate any 'greenwashing'.

Despite disagreement on how to put the general concept of sustainability into practice, most stakeholders recognize the need for assessment methods to identify and implement new measures (Pope et al., 2004) to characterize the current situation (Wang et al., 2009) and to gauge progress that must be made to reach the end goal (Simon Bell and Morse, 2001). Developing a conceptual framework should be the initial step in creating any sustainability assessment method (J Alkan Olsson et al., 2009). Since the 1990s, many methods evaluating the environmental sustainability of agricultural systems have been created (Coteur et al., 2019). In their review of 262 environmental sustainability assessment methods, Soulé et al. (2021) found that only a minority have an explicit framework and that only three tackle ES. Until now, environmental impact assessment and ecosystem service assessment have been two parallel research areas because

most methods focus on evaluating either EI or ES, not both. This separation is illustrated by the original and comprehensive work of Dardonville et al. (2022) on the development of an ES assessment method without any reference to EI. One exception is the work of Dumont et al. (2019), who studied both the EI and ES provided by livestock farming. Nevertheless, to our knowledge no approach combining ES and EI concerned arable crops.

According to Soulé et al. (2021), many assessment methods include causal indicators like the number of treatments or the percentage of semi-natural habitats, and only a few methods include predictive indicators, such as the INDIGO, DEXi-PM, MASC 2.0 or SALSA methods (Bockstaller and Girardin, 2010; Craheix et al., 2011; Eriksson et al., 2005; Pelzer et al., 2012). Indeed, predictive indicators are based on model output (operational or complex) and require more data than causal indicators (based on a causal variable or a simple combination of variables) or measured indicators (based on field assessment or observation). Additionally, a main advantage of predictive indicators is their ability to trace cause-effect relationship (Bockstaller et al., 2015). Regarding the assessment of ES specifically, Eigenbrod et al. (2010) pointed out that proxies based on land-use data weighted by coefficient to provide a level of a given ES are poor predictors of ES. Furthermore, Barot et al. (2017) argued that disentangling the share of ES really due to ecological processes from those due to human activities is complicated, although some have made attempts to do so (Tibi and Therond, 2017). The latter authors stated that it was advisable to separately assess EI and ES and to visualize ES and EI results on figures like radars, the most widely used visualization method to represent outcomes of an indicator set (Albo et al., 2016). Nevertheless, on such figures the indicators are juxtaposed without any information on how they interrelate, so that at this stage, the integration between indicators is quite low. Thus the question of integrating of ES and EI indicators remains to be addressed.

Many assessment methods of environmental sustainability are based on a list of non-aggregated indicators (Soulé et al., 2021), which makes it possible to avoid the pitfalls of aggregation (Nardo et al., 2005). This debate on aggregation may be futile because an aggregated composite indicator may be useful to compare systems, while system analysis must be performed with help of non-aggregated indicators (Bockstaller et al., 2017). Non-aggregated indicators may be used to analyse synergies and trade-offs to provide insights on the relationships between farm and cropping system performance, etc. to help indicator end-users in their decision-making. Yet such studies are rare according to Schader et al. (2016), who carried out this type of an analysis with the Sustainability Monitoring and Assessment Routine (SMART) method using mainly causal indicators. German et al. (2017) performed a meta-analysis on the relationship between different 'sustainability aspects', which included real EI and ES. The impacts and services were listed together and plotted on a radar diagram without any effort to really integrate them. Different aggregation methodologies from operational research on multicriteria decision aid have been implemented to assess agricultural system sustainability (Sadok et al., 2008). The DEXi decision support system (Sadok et al., 2008) and the fuzzy decision tree (Bockstaller et al. 2007) both based on mixed models allow users to combine different advantages and avoid some of the downsides to classical calculation of a weighted mean. In particular, users can avoid indicators offsetting each other. For example, two situations with medium values may produce the same result as one with very high and another with very low values. However, the implementation of these methods requires a parametrization phase with a weighting. One way to avoid this time-consuming stage and discussions linked to subjectivity in weighting is to identify the positive deviant, i.e. systems with the best combination of indicator values with help from the Pareto ranking (Dardonville et al., 2022; Steinke et al., 2019).

The aim of this study was first to develop a new assessment method based on a clear conceptual framework explicitly integrating (i.e. going further than a simple list of indicators) ES and EI using predictive indicators. Some new indicators, especially for ES, were developed to better integrate processes without overly impairing their feasibility (Bockstaller et al., 2015). The idea was to do better than using a simple coefficient of service, which would multiply a farm's cropping surface to an inaccurately high level. Second, this new method aims to gain knowledge on trade-offs and synergies between environmental indicators, ecosystem service indicators, and social and economic indicators to go a step further in trade-off analysis than authors focusing on ES alone (Dardonville et al., 2022; Kanter et al., 2018; Obiang Ndong et al., 2021; Rosa-Schleich et al., 2019). We conducted a case study in a very agriculture-intensive region with high yields in a typical arable landscape with large field sizes that was poor in semi-natural habitats. A sample of farms was selected from a small region that was homogeneous in terms of soil and climate to mitigate variations among them, which can strongly influence ecological mechanisms. We worked on groups of plots at the farm level (basic calculation at the plot level). We first present our conceptual framework and some original indicators to cover a large range of environmental themes. We then analyse the trade-offs and synergies between environmental impact indicators and ecosystem service indicators for the main environmental themes. Lastly, we characterized farms in our sample, identifying positive deviants presenting the best compromise between environmental indicators, ecosystem service indicators, and social and economic indicators. For both social and economic indicators, some widely used basic indicators like gross margin were implemented without further consideration due to the context and constraints of the study.

2. Materials and methods

2.1. Conceptual indicator framework

Following Alkan Olsson et al. (2009), we developed a conceptual indicator framework to organize indicators assessing both EI and ES (Table. 12). We took as a basis the MASC 2.0 framework (Craheix et al., 2012), which was the most comprehensive in the review by Soulé et al. (2021), keeping only the biophysical themes tackling the whole environmental dimension and the 'productive capacity' of the economic dimension in relationship to the provision of ES, and the 'landscape quality' linked to physical and experiential interaction ES. The conceptual framework of the French national assessment ecosystems and services – EFES (Tibi and Therond, 2017) was used to guide the integration of the themes. Starting from the aforementioned definition of ES, we introduced benefits as positive impacts due to human activity as opposed to negative impacts. We considered negative impacts at the first level as an outcome of the agricultural system (cropping, farming, etc.). The impacts and benefits were aggregated at a higher level following the MASC 2.0 structure. Nevertheless, we enhanced the MASC framework in several ways. We separated the productive capacity into two aggregation sublevels, abiotic and biotic factors. We added the water factor and kept only one soil fertility factor (nitrogen provision) that can be linked to an ES. For the sake of simplicity, we did not disaggregate the biodiversity theme into several taxonomic groups (Table. 12). For each impact or benefit, using literature knowledge and our expertise, we first identified as direct drivers two groups of drivers on one level: the first linked to management and the second to an ES. We then followed the suggestion of Tibi and Therond (2017) and Barot et al. (2017) to separate what is due to ecosystem processes and what is due to human activity in interaction with environmental characteristics (e.g. soil depth). Indirect drivers were added at a second level, but here we restricted them to ES, the idea being not to develop an exhaustive causal framework but to combine and integrate EI and ES indicators. For example, the theme 'pesticide contamination' (groundwater) is aggregated with three other themes in the

higher-level theme of 'water quality'. Pesticide contamination depends on three main drivers (level 1): ES pesticide regulation, which makes it possible to reduce pesticide use rates, environmental characteristics (e.g. soil depth, organic matter content, etc.) and pesticide management (Lindahl and Bockstaller, 2012). At level 2, the amount of pesticide available for leaching may be reduced by the ES of natural attenuation of pesticides by soils (Monard et al., 2013), while the soil organic matter content depends on the climatic regulation (carbon storage) service.

Tableau 12 : Conceptual indicator framework of the method assessing sustainability of agricultural systems

Aggregation level 2	Impact/benefit assessment	Theme	Level 1	Key drivers	Level 2 (only ES)	References
Long term production capacity	Control of abiotic factors	Soil compaction control	Soil structure Soil tillage	Climate regulation (C storage)	Climate regulation (C storage)	Abiven et al. (2009), Liu et al. (2014), Khaleel et al. (1981), Diacono et al. (2019), Martin (1997)
		Water supply	Water storage and restitution Irrigation + tillage	Climate regulation (C storage)	Climate regulation (C storage)	Khaleel et al. (1981), Boyle et al. (1989), Lado et al. (2004), Aguilera et al. (2020)
		Nitrogen supply	Nitrogen supply Exogenous input			Soane et al. (2012), Blanco-Canqui and Ruis (2018), Aguilera et al. (2020)
		Weed control	Weed regulation Management practices			COMIFER (2013)
	Control of biotic factors	Pest control	Pest regulation Management practices	Habitat for wild species		Duchene et al. (2017), Palomo-Campesino et al. (2018)
		Disease control	Disease regulation Management practices			Adoux et al. (2020), Gaba et al. (2014), Welberger et al. (2019)
			Water quality regulation (NO3) Environmental characteristics Fertilization practices and intercropping management			Scholberg et al. (2010), Kleijn et al. (2019)
		Nitrate losses				Blanchi et al. (2006), Tschernitz et al. (2007), Bartual et al. (2019)
		Phosphorus losses				Dassou and Tixier (2016), Kleijn et al. (2019)
		Pesticide contamination (groundwater)				Charles et al. (2011), Krupinski et al. (2002), Ratnadass et al. (2012)
		Pesticide contamination (surface water)				Scholberg et al. (2010), Dassou and Tixier (2016)
Environment quality	Water quality					Beaudoin et al. (2005), Vertès et al. (2015), Voisin et al. (2015)
						Buczko (2007)
						Buczko (2007), COMIFER (2019)
						Duchemin and Hogue (2009), Ustitalo et al. (2017), Yuan et al. (2020), Bender et al. (2016), El Muljar et al. (2019)
	Air quality					Van der Werf (1996), Strassenmayer et al. (2003), Lindahl and Bockstaller (2012), Monard et al. (2013)
						Van der Werf (1996), Strassenmayer et al. (2003), Trevisan et al. (2009)
						COMIFER (2013)
						Hutchings et al. (2019)
						Ucar and Hall (2001), Zhili et al. (2012), Kjaer et al. (2013)
						Lichiheb et al. (2016), Guiral et al. (2016)
Resource consumption	Soil quality					Campbell et al. (2017)
						Tibi and Therond (2017)
						Ceschia et al. (2017), Carrier et al. (2018)
						Le Bissonnais et al. (2002), Liu et al. (2014), Khaleel et al. (1981), Aguilera et al. (2020)
	Water quality					Le Bissonnais et al. (2002)
						Martin (1997), Aguilera et al. (2020)
						Launay et al. (2021), Clivot et al. (2019)
						Bailey and White (1970), Alletto et al. (2010)
						Alletto et al. (2010), Riedo et al. (2021)
						Gunstone et al. (2021)
Waste impact	Phosphorus					Cordell et al. (2009)
						Khaleel et al. (1981), Boyle et al. (1989), Lado et al. (2004), Aguilera et al. (2020)
						Bockman (1997), Pervanchon et al. (2002)
						DAE-G (2009)
	Water					DAE-G (2009)
						Sirami et al. (2019)
						Van Cappelle et al. (2012), Coudrain et al. (2016), Clough et al. (2020)
						Junge et al. (2015), Schupbach et al. (2016)
						Clough et al. (2020)

benefit
ecosystem service
environmental impact
environmental characteristic
technology process

2.2. Studied indicators

To assess themes of the framework, we selected indicators used in MASC (Craheix et al., 2011). As shown in Table 1, only a subset of themes was worked out due to time constraints. Instead of some of the benefits, we included the corresponding ES indicators, except for soil compaction control. For several themes, we transformed the qualitative indicator of MASC 2.0 into a quantitative one using the CONTRA aggregation method (Bockstaller et al., 2017). This was done for erosion and P loss indicators. Themes related to water management were removed since irrigation is not a major issue in the case study region. Regarding soil pollution, the task was daunting when only addressing pesticide contamination (Martin-Laurent, personal communication, 6 January 2021.). Last, the biodiversity indicator was totally new to integrate new knowledge since the release of the MASC model more than 10 years ago. To this list we added some economic indicators: gross margin, working time and energy production as a proxy for the MASC themes of farm revenue, farmers' expectations, societal expectations (food supply), respectively. We added an additional economic indicator, production cost, to assess farm competitiveness (Jarnemo, 2002; Ozerova et al., 2019), a theme which was not in the MASC model. Finally, some causal indicators used by the cooperative as a proxy for environmental indicators (e.g. global nitrogen balance, treatment frequency index) and other causal indicators that may explain the EI and ES indicators, like landscape variables, amounts of inputs (N, P, use of digestate from the cooperative methanization unit), a component of the gross margin and mechanization costs.

Like in other multicriteria assessment work (Iocola et al., 2020; Viguiet et al., 2021), indicators were calculated with a set of different tools depending on the origin of the indicators (see appendix E.1 for an overview). Most indicators – the new EI and ES developed for this study (see SM2), the ES indicators of Keichinger et al. (2021) and INDIGO indicators (Bockstaller and Girardin, 2010) – were calculated in an Excel spreadsheet. Organic carbon storage was calculated with the AMG model (Clivot et al., 2019), while the rest of the environmental impacts, causal, economic and social indicators were calculated with the SYSTERRE® tool (Iocola et al., 2020; Toqué et al., 2019; Viguiet et al., 2021). The management practices entered into the SMAG-Farmer® traceability software (used by the cooperative) or other competing software are automatically transferred to SYSTERRE® by a standard AGRO-EDI exchange. For farms that are not computerized, the field notebook is entered into SMAG-Farmer® by the SCARA cooperative teams, and the data is then automatically transferred to SYSTERRE®. Corrections are made manually after proofreading if necessary.

To analyse indicators at farm level, we calculated the weighted average of the plot indicators by weighting them by the surface area of the crop in the farm's crop rotation for the 2020 crop year.

2.3. Joint assessment of environmental impacts and ecosystem services for one sustainability theme

The conceptual indicator framework shows that most sustainability themes can be linked to a regulating ES indicator as a driver. We proposed an analytical framework for a joint analysis as shown in Fig. 30. For a couple of EI/ES indicators, we proposed setting a threshold which by default was chosen as the centre of the value range for a given indicator. By setting a relative threshold according to the typology, we were able to distinguish four situations. Two situations provide obvious information: win-win, where both indicators are in the favourable interval, and

lose-lose, where both indicators are in the unfavourable interval. The other two situations require further explanation.

- Lose-win situations with low ES (unfavourable) and low EI (favourable) may be due to situations where the EI is not yet expressed. This can be explained by a buffer mechanism, delayed response time, or both (e.g. nitrate storage in deep soil). Such situations may also be possible when mitigating management is implemented without increasing the corresponding service that will impact other indicators. In the case of erosion, no-tillage without the two other pillars of conservation agriculture providing ES – rotation and soil cover (Mondal et al., 2019) – will lead to higher herbicide use, and especially glyphosate (Cordeau, 2022).
- Win-lose situations with high ES (favourable) and high EI (unfavourable) may be due to situations when the ES potential is not actually used by farmers (Dardonville et al., 2022).

Ecosystem service level	High	Win-Win situations: favourable to sustainability	Win-Lose situations: mitigated (high environmental vulnerability, risky management, etc.)
	Low	Lose-Win situations: mitigated (buffer effect, delayed response of environment, etc.)	Lose-Lose situations: unfavourable to sustainability
		Low	High
		Environmental impact level	

Figure 30 : Conceptual illustration of the joint assessment of environmental impacts and ecosystem services.

2.4. Case study

The conceptual indicator framework was implemented on farms located in the Champagne crayeuse area of the Grand Est region in north-eastern France. Crayeuse means “chalky” in French and refers to the chalky soil that is typical of the region. This is a region of intensive agriculture with the main crop sequence: winter rape/wheat/barley. The permeable, extremely calcareous and superficial silty soils (grey rendzina, 25 cm deep on average) have an average available water storage capacity of 180 mm. The region is characterized by a ‘humid oceanic temperate’ climate. Farmers in the sample all belonged to the SCARA, a cooperative with 623 members around Arcis-sur-Aube, between Châlons-en-Champagne and Troyes. Its management is very proactive and committed to supporting farmers who want to adopt new practices. It collects mainly field crops: cereals (wheat, barley and maize), oilseed crops (rapeseed, sunflower) and one protein crop (pea). A large part of the production meets certain certification standards (organic farming, High Environmental Value) or specifications (baby food, LU’Harmony, Harrys, among others). For

example, more than 75% of the cereals meet at least one type of specification. The cooperative recently installed a methanization unit for farmers who want to fertilize their fields with digestate for plots located on the cooperative's spreading plan (10,000 ha). Finally, the cooperative also collaborates with an environmental association (Noé) to monitor biodiversity on farms.

2.5. Sample composition

We selected 33 farms with a variety of certifications and specifications for our study. Among the selected farms, 2 are certified organic and 3 have started or plan to start the organic conversion process, 19 have High Environmental Value certification, 5 spread methanization digestate, and 4 have a livestock activity (dairy cows, sheep farming). The other specifications (baby food, LU'Harmony, SAPPORO, CRC) are found among the different farms. All farms grow at least one certified crop.

We then selected 4 to 8 plots by farm according to their crop rotation in order to cover at least 75% of all rotations (Appendix E.3). Rotation length varied between 4 and 10 years with 75% between 5 and 9 years (Appendix E.5). In total, the farms grow 18 crops, the majority (58%) of which are field crops (cereals, winter oilseed rape, maize) and 27% industrial vegetables (sugar beet and potato). The last 15% includes legumes, medicinal poppy, hemp, flax and dactyl. Finally, to see if there was a year effect, we selected one plot of wheat for each of the 33 farms for the 2018 and 2019 crop years. In all, we obtained a total of 250 plots (Appendix E.4).

2.6. Data collection

Most of the data on agricultural practices were collected with the SMAG-Farmer® information system, which is filled in by farmers each year. Data are then checked by a member of the SCARA cooperative's own staff. Thus, the database used to calculate the indicators and run the analyses needed very few corrections. To complete this large database, we conducted two short phone interviews with farmers to collect additional, very specific information on farm equipment (speed sprayer, nozzle type, etc.) or observed phenomena in the field (such as erosion issues).

2.7. Statistical analyses

We characterized the indicator distribution with boxplots. We then systemically calculated the correlation coefficient between pairs of indicators and synthesized the results in a matrix to identify redundancy between indicators as well as synergies and trade-offs. We used the threshold of $r = \pm 0.70$ proposed by Dormann et al. (2013). This redundancy analysis made it possible to reduce the set of indicators for the multivariate analyses. Then, we carried out a principle component analysis (PCA) and a hierarchical ascendant classification (HAC) to create groups of farms. Finally, we selected a reduced set of non-redundant indicators covering the main framework themes in relation to the area to analyse for positive deviants in order to identify the Pareto optimal front (Adelhart Toorop et al., 2020; Steinke et al., 2019). Statistical analyses were carried out using RStudio version 1.3.959 and R-statistical packages: corrplot for the correlation matrix; FactoMineR, factoextra and Factoshiny for the PCA and the HCA; and emoa for Pareto optimal identification.

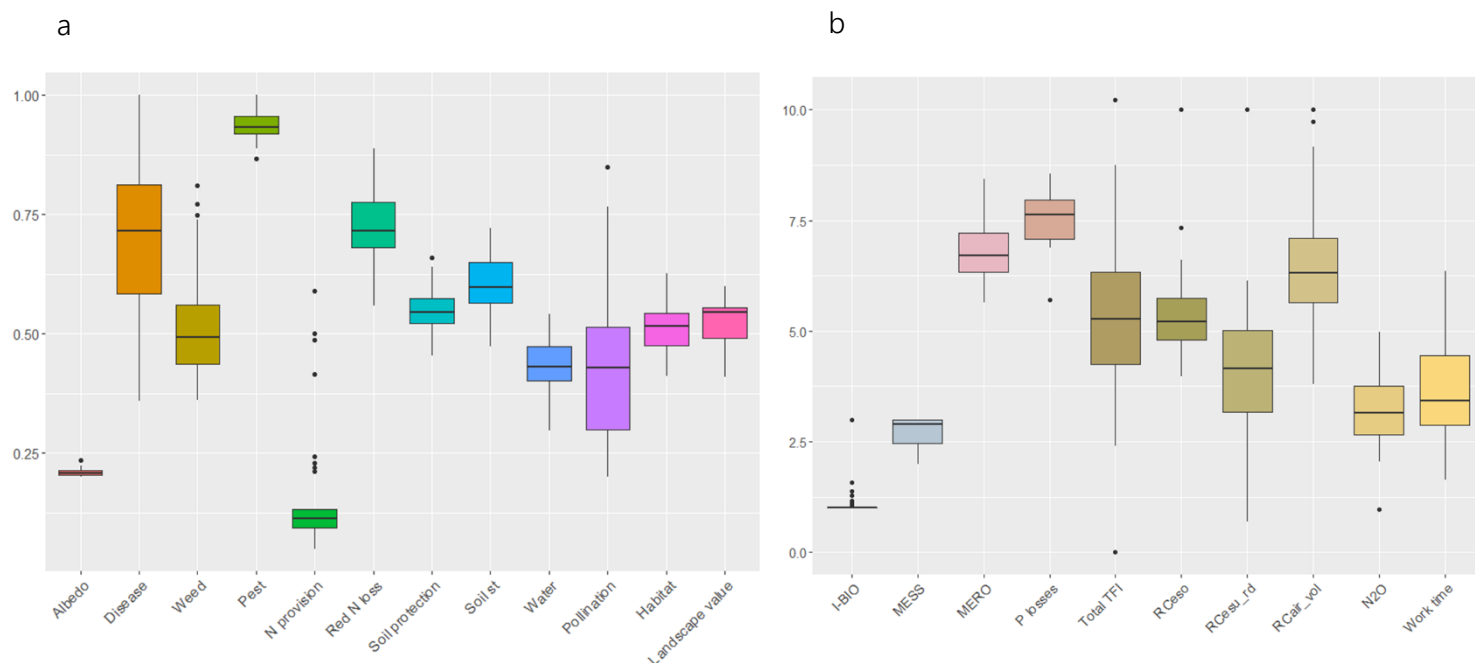
3. Results

3.1. Indicators variability

Fig. 31 shows that some indicators, such as the ES indicators linked to crop rotation (disease, weed, N loss and pollination), present a high degree of variability with a large interquartile range for disease and pollination (Fig. 31a) and an impact indicator RCesu_rd illustrated in Fig. 31b (see appendix E.1 for an overview of indicators). The causal indicators linked to input use – Nmin, Pmin

and TFI_{total} – also show considerable variation (Fig. 31b and Fig. 31c). At the other extreme, the albedo indicator fluctuates very little, despite variations in crop rotation length (between 4 and 10 years), because it is an average of the crop albedo. The N provision indicator also has a small range with 6 points that stand out (Fig. 31a). These correspond to rotations that include leguminous plants (Fig. 31a). Seven indicators show a slight variation: I-BIO, MESS, MERO, the phosphorus losses, RC_{eso}, N₂O and Perforest (Fig. 31b, Fig. 31c). Among them, three indicators have a very tight range of variation (I-BIO, MESS and MERO). MESS does not have a large distribution because the soil conditions, proportion of risky crops in rotation (harvested in autumn) and soil management (tillage) are quite similar. MESS is one of the variables used to calculate MERO, which partly explains the low variation of this indicator, such as the relative soil and topographic conditions. Regarding I-BIO, the only farms that stand out are the organic farms or farms with very low chemical input levels. However, few farms are concerned because our case study focuses on an intensive agricultural region. Moreover, the low variation of I-BIO could also be explained by the low proportion and homogeneity of semi-natural habitats. Such habitats have quite a heavy weighting in the indicator, yet they were not very discriminating in the studied region as there are very few agroecological structures such as hedgerows, tree lines or groves. This is consistent with the percentage of forest, which did not exceed 17%.

Regarding the variability of indicators among the 2018, 2019 and 2020 crop years, there is no significant variation except for the pesticide contamination of air and groundwater (Appendix E.6). For air contamination, the increase in RC_{air_vol} during the last crop year was due to the prohibition of a very volatile active ingredient, chlorothalonil (Appendix E.6d). For groundwater contamination, the improvement in the RC_{eso} indicator could not be explained by a single cause (Appendix E.6c).



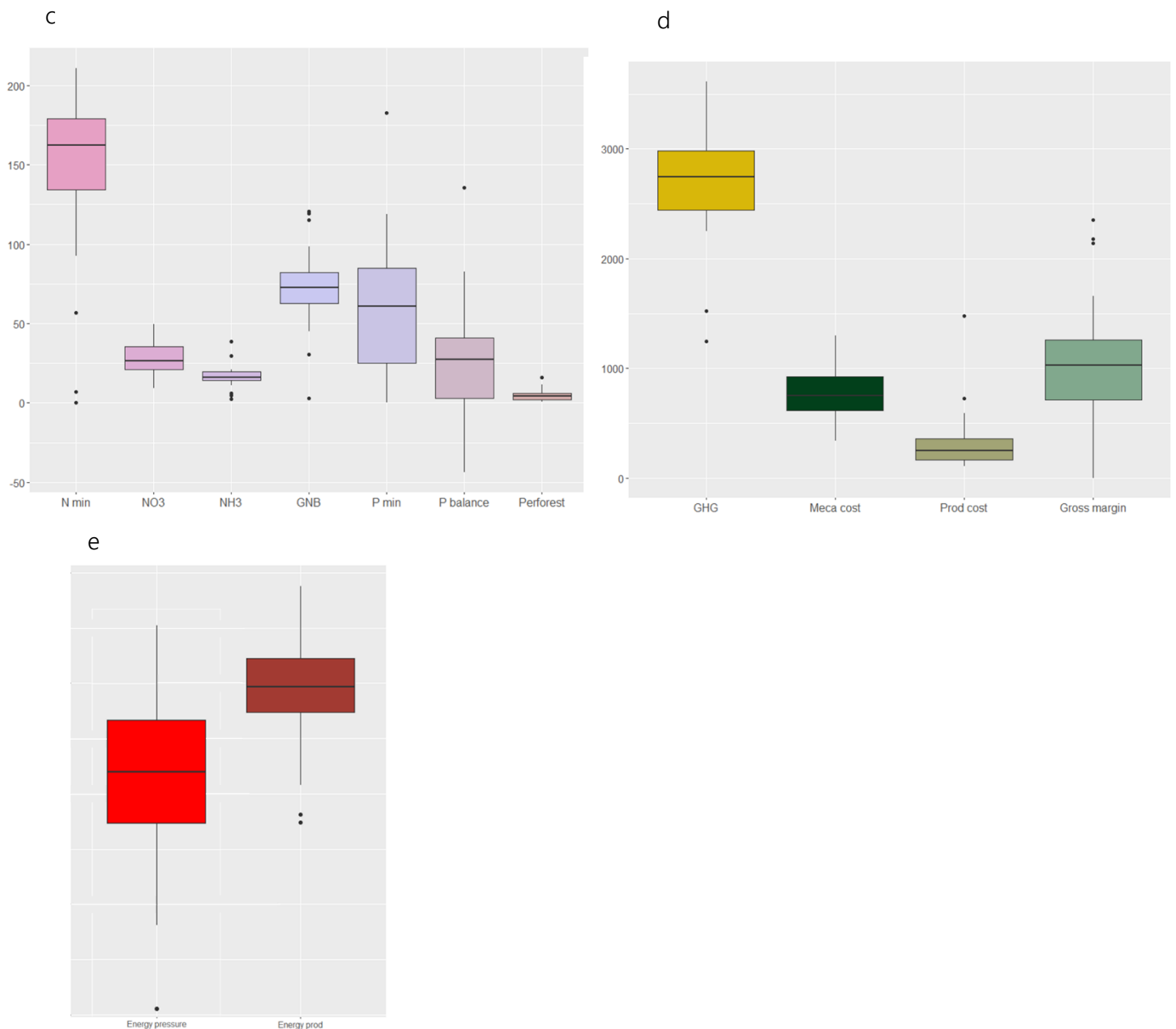


Figure 31 : Boxplots of indicator values within the ranges of a) 0 and 1, b) 1 and 10, c) -50 and 200, d) 0 and 3500 and e) 0 and 200,000. For simplicity's sake and in order to properly represent the variation in energy pressure, this indicator has been added to the energy production graph. The energy pressure varies between 0 and 25,000 and the energy production between 75,000 and 200,000. The indicator units are as follows: kg/ha for Nmin, Pmin, GNB, P balance, NO₃, NH₃ and N₂O; h/ha for working time; kg CO₂-eq/ha for GHG; €/ha for mechanization costs, production costs and gross margin; and MJ/ha for energy pressure and energy production.

3.2. Joint assessment of ecosystem services and environmental impacts

The joint assessment of ES and EI based on the method described in Fig. 30 showed that most of the farms (79%) are not sustainable with regard to nitrogen supply (Fig. 32a) as they add a high amount of mineral nitrogen to their crops and while the agricultural system itself provides only a low level of nitrogen. Only three farms are in the win-win situation for this theme. The need for high amounts of mineral nitrogen is due to the low soil supply by mineralization, the lack of organic resources across the region and the breeding varieties of wheat, which require a substantial nitrogen supply to achieve the required protein rate (14.5% compared to 11.5% for

classic varieties). For the ecosystem service, the weak presence of legumes in the crop rotation, potentially linked to the absence of a market, could explain the low scores. If we look at nitrate losses (Fig. 32b), the results are better: 45% of the farms are in the win-win situation with a high level of ecosystem services. However, lixiviation is high for 50% of the sample. This could be due to environmental characteristics, shallow soil or low available water storage capacity. For the themes linked to pesticides (Fig. 32c, Fig. 32d), the situation is mitigated for sustainability. Regarding weeds, most farms are in the lose-win situation with a medium-high service level but high herbicide use. Only five farms are in the win-win situation with a low herbicide TFI and a high service level, while two are in a lose-win and one in a lose-lose situation. These high herbicide TFI values could be explained by the high proportion of sugar beet in the farm rotations. This crop is quite sensitive to weeds and very often has a high herbicide TFI. For the risk of pesticide contamination of surface water (Fig. 32d), more than 70% of the farms are in the win-lose situation. They have a high impact but a medium-high service level to mitigate this EI. There are nine farms that are in a win-win situation, meaning they are favourable in terms of sustainability with a moderate or even high level of performance for the pesticide contamination risk. Here, the risk factor is the number of treatments and the fact that the indicator was parametrized for a worst-case situation. The variable interval between date of the treatment and the date of the runoff was set to three days just like for other indicators (Strassemeyer et al., 2017, 2003). All the farms are in the win-win situation for the soil erosion theme (Fig. 32e). This environmental impact is no longer an issue as farmers adapted their practices when it was required.

Finally, for the climate mitigation (Fig. 32f), only two farms are in the win-win situation as they have low GHG emissions and store carbon, although they have not reached equilibrium as they emitted more CO₂ than they sequestered. Just over 25% of the farms are in the lose-lose situation as they emitted substantial amounts of GHG but did not store carbon. The majority of the farms (66%) are in the win-lose situation with a medium-high service level but a high impact. The main explanatory factor is the use of mineral nitrogen, which explains the high rate of CO₂ emissions. As the calculation of these emissions integrates the energy required to produce the mineral nitrogen used by farmers and the intensity of machinery use, especially for organic plots. With regard to the albedo, there was no major difference between crop rotations when we calculated the variation of albedo required to calculate the radiative forcing. This is probably due to the choice of reference, as it has an albedo value close to the other crop rotations. It would be interesting to improve the reference value as the albedo effect could significantly mitigate the greenhouse effect when cover crops are planted (Carrer et al., 2018; Sieber et al., 2022).

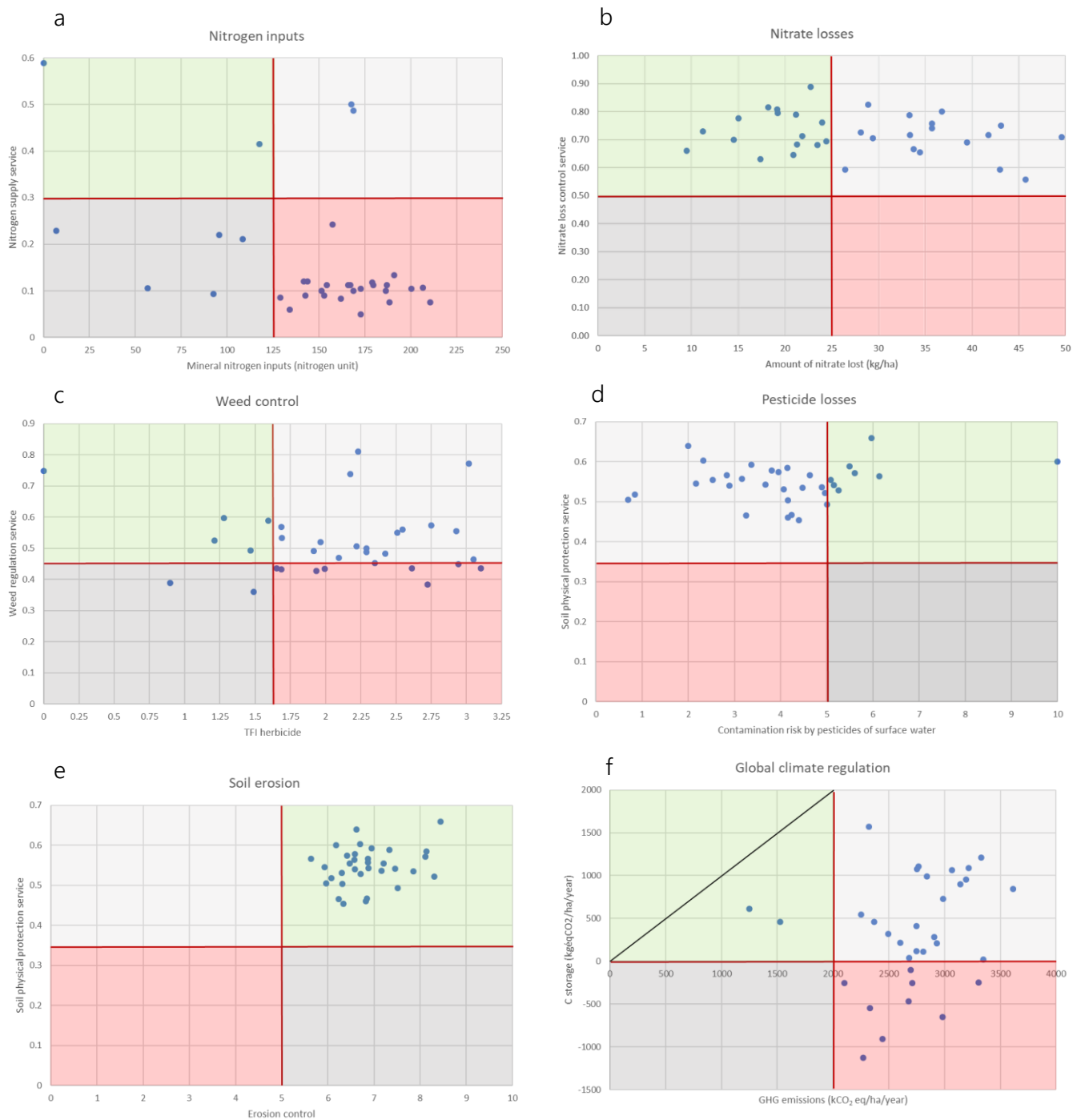


Figure 32 : Joint assessment of six main environmental themes: a) Nitrogen inputs; b) Nitrate losses; c) Weed control; d) Pesticide losses; e) Soil erosion and f) Global climate regulation. The dots represent each farm situation. The red lines correspond to the centre range value. This centre value is relative to the case study. The coloured zones refer to the different win/lose situations (see Fig. 30): green for win-win, red for lose-lose, light grey for win-lose and dark grey for lose-win.

3.3. Study of correlations between indicators

3.3.1. Farm level

Unsurprising, the correlation matrix (Fig. 33) shows that GHG emissions are positively correlated with energy pressures and the global nitrogen balance ($|r| > 0.7$). This is also the case for MERO with phosphorus losses and mineral phosphorus with the phosphorus balance. For the latter, MERO is one of the variables of the phosphorus losses indicator and has a heavier weighting, which explains the positive correlation. Similarly, the total TFI is negatively correlated with RCair_vol. This correlation was not expected and is not observed for other the components of I-Phy, RCESO and RCESU_rd; RCair_vol is based on performances, so the higher the total TFI, the lower the RCair_vol.

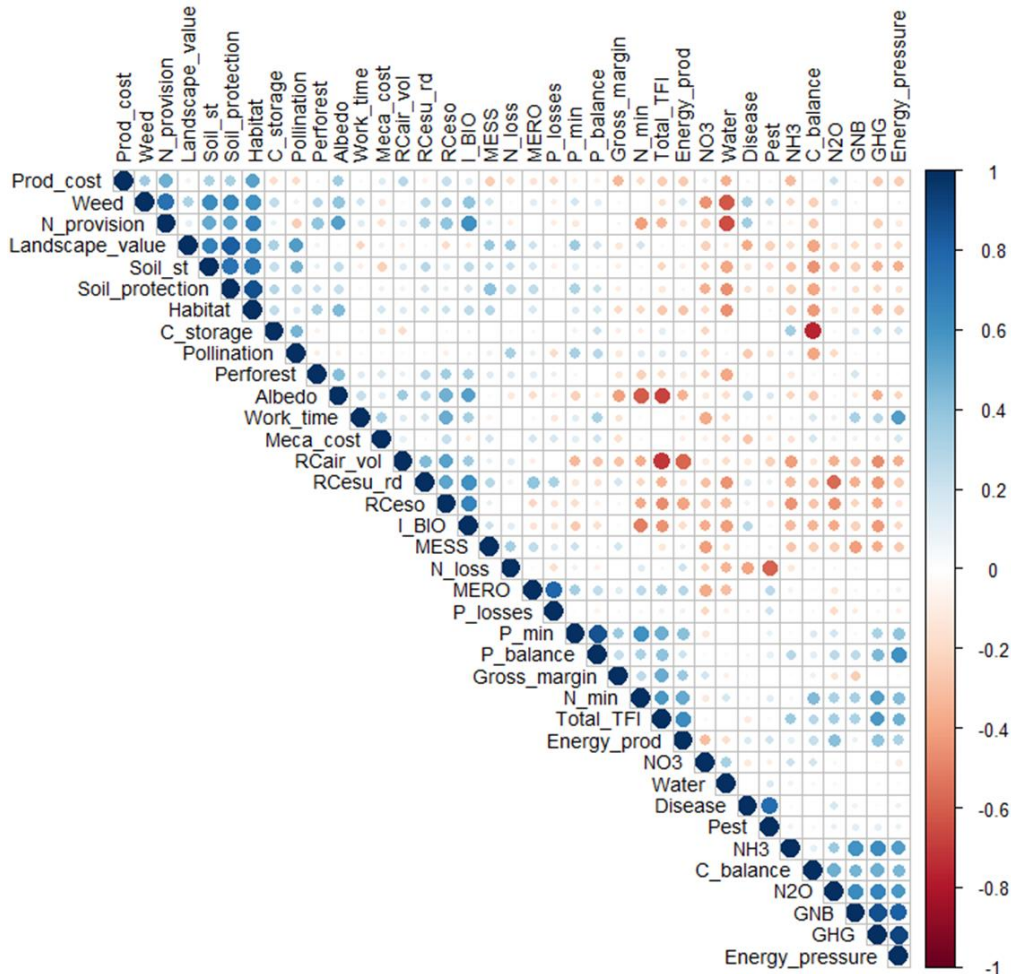


Figure 33 : Correlation matrix of all the indicators calculated at farm level. Blue dots are positively correlated and red dots are negatively correlated. Dot size is proportional to the level of correlation. All correlations shown in this figure are significative (p-value < 0.05).

3.4. Hierarchical ascendant classification of farms

A first hierarchical ascendant classification with the data set for the 2020 crop year revealed that some farms had very low yields caused by meteorological conditions, which biased the classification. Thus, we replaced some of the low yields of impacted crops (e.g. winter oilseed rape, maize) with average values in order to obtain the energy production and production costs within a normal range of variation. As shown in Fig. 34, cluster 1 is intensive with more erosion and N_2O emissions. Four ES are lower and two are higher, but the services related to pesticides were only slightly affected. Cluster 2 includes the most intensive farms of the Champagne crayeuse region with higher yields. Indeed, there is more energy production but also more EI.

Mineral phosphorus inputs are much higher as are pesticide treatments (total TFI). There are more emissions of pesticides (RCair_vol) and GHG, but NO₃ emissions are lower and there is less erosion. The presence of winter oilseed rape and cover crops could explain the reduced NO₃ losses. The lower water ES level could be linked to the presence of cover crops, as confirmed by the literature (Blanco-Canqui, 2018). Cluster 2 presents a trade-off for the water storage ES, which can be explained by the increase in water consumption, although this has a real impact in the case of cover crops with a long cycle (Tribouillois et al., 2022). This was the case here with cover crops sown after harvest and destroyed four months later. Cluster 3 stands apart from the others as it has improvements at all levels: lower NO₂ emissions for the EI, three improved ES (pollination, soil structure and landscape), lower mechanization costs for the economic performances and less working time for the social performances. A higher percentage of flowering crops (winter oilseed rape and medicinal poppy) explains the better pollination ES. The lower mechanization costs may be attributed to the higher percentage of medicinal poppy, which is harvested by the pharmaceutical company that commissions the crop. Moreover, the first farm with the positive deviants belongs to this cluster. Cluster 4 included one organic and two conventional farms. It performed better for the EI with a lower treatment frequency of pesticides and less pesticide contamination of air, but yielded lower carbon storage, weed regulation, production costs and energy production. The lower energy production may have induced lower carbon storage, while the high proportion of cereals in the crop rotation may have had a negative effect on the weed control ES. The presence of an organic farm and the diversified crop rotations could explain the low level of pesticides applied. The calculation of the rotation taxonomic diversity by means of Simpson's reciprocal index (Keichinger et al., 2021) yielded an average diversity of 3.9 for cluster 2 with high pesticide use and 4.8 for cluster 4 with low pesticide use, respectively, i.e. nearly one crop more in cluster 4. Cluster 5 is the typical organic farm with long and diversified crop rotations and the presence of agroecological features like forests. Indeed, this farm yielded very good environmental performances (impact on biodiversity, nitrogen losses, pesticide pollution and GHG emissions) and a high level of some ES (weed regulation and albedo). But it performed worse on the economic side with higher production costs.

Overall, for these clusters, crop patterns alone could not explain the differences among the farms (see Appendix E.7). For example, clusters 1, 2 and 3 present similar proportions of winter wheat, spring barley and sugar beet. Clusters 4 and 5 were totally different. While the presence of some crops like rapeseed could explain certain results in cluster 2, in general, no clear trend was found. This means that crop management also plays an important role.

	Environmental impacts	Ecosystem services	Economic performances	Social performances	Farm characteristics
Cluster 1 (n=12)	N2O emissions (+12%)	Pollination (-19%)			Use digestate
	Soil erosion control (-7%)	Soil structure (-10%)			
		Landscape (-8%)			
		Reduction N loss (-4%)			
		Water (+9%)			
Cluster 2 (n=10)	Mineral phosphorus (+45%)				
	Total TFI (+22%)				
	Pesticide contamination of air (+14%)				
	GHG (+10%)				
	NO3 (-23%)				
Cluster 3 (n=7)	Erosion control (+7%)				
Cluster 4 (n=3)	NO2 (-18%)	Pollination (+37%)			1 farm in organic farming
		Soil structure (+10%)			
		Landscape (+8%)			
Cluster 5 (n=1)	Total TFI (-50%)	C storage (-297%)	Production cost (+73%)		Full organic farming Forest (+145%)
	Pesticide contamination of air (-36%)	Weed (-25%)	Energy production (-31%)		
	Impact on biodiversity (-170%)	Weed (+44%)			
	Pesticide contamination of surface water (-144%)	Albedo (+14%)			
	Total TFI (-100%)				
Cluster 5 (n=1)	Mineral nitrogen (-100%)				
	NH3 (-87%)				
	Pesticide contamination of ground water (-85%)				
	N2O (-70%)				
	GHG (-54%)				
Cluster 5 (n=1)	Pesticide contamination of air (-54%)				

Figure 34 : Characterization of the clusters given by the hierarchical ascendant classification (HAC) for the 33 farms. Indicators within each cluster are considered as discriminant by the HAC. The farm characteristics column specifies only variables that significantly discriminated farms. Percentages in brackets correspond to the difference in the percent of the cluster mean to the sample mean. The indicators in green have a positive effect on agroecosystem sustainability, while those in red have a negative effect.

3.5. Establishing farm profiles analysing positive deviants

The analysis of positive deviants with the Pareto-optimal front (Steinke et al., 2019) showed that one farm (02-2H0 in Fig. 35) presents a good synergy between environmental performances (EI and ES) and socio-economic performances (Fig. 35). It has a good supply of ecosystem services with the best score for the landscape value. Indeed, the crop rotation of this farm integrates several family crops all along the rotation. For the environmental performance, it performs well for the nitrate losses and the pesticide contamination of the air but less for the contamination of groundwater. Scores for the economic performances are in the average. Lastly, the farm has a good social performance with a low working time.

Farm	RCeso	Rcair vol	NO3	C balance	Soil structure	Landscape	Energy production	Gross margin	Work time	Rank
02-2H0	5.8	8.5	-19	-1654	0.67	0.60	142,304	1053	-3.0	1
01-100*	4.4	6.7	-22	-1063	0.65	0.55	156,263	1262	-1.8	2
01-2M0	5.7	5.9	-50	-2768	0.52	0.41	151,244	2142	-2.9	2
01-3M0	4.9	7.6	-17	-2125	0.57	0.49	146,534	447	-4.1	2
01-4HC	5.2	7.5	-34	-3394	0.62	0.52	105,388	738	-2.9	2
02-1H0	5.2	4.5	-9	-2003	0.69	0.57	161,252	714	-3.0	2
02-300*	6.5	6.9	-24	-2392	0.60	0.50	143,804	1447	-4.0	2
02-40B	6.3	7.0	-34	-749	0.59	0.56	134,622	1082	-1.6	2
03-1HB*	5.8	8.1	-15	-2336	0.65	0.49	137,007	1253	-5.2	2
03-20B*	5.3	5.3	-18	-3558	0.60	0.56	169,148	1225	-4.5	2
03-3H0	5.1	7.0	-19	-3344	0.61	0.55	185,912	1225	-3.5	2
03-4H6	5.7	5.9	-15	-2624	0.56	0.49	161,054	592	-3.8	2
04-10B	5.4	4.1	-23	-2238	0.56	0.55	159,430	2356	-5.9	2
04-20B*	5.9	3.8	-21	-1675	0.59	0.55	184,174	890	-3.9	2
04-320	10.0	10.0	-11	-628	0.72	0.52	104,063	1054	-5.7	2
04-406*	4.5	6.1	-33	-2179	0.71	0.56	179,083	1443	-2.7	2
05-130*	6.2	9.2	-36	-2871	0.60	0.51	90,758	17	-3.4	2
05-2H7	5.2	5.9	-39	-2794	0.70	0.56	161,633	949	-2.8	2
05-4V0	4.6	4.7	-23	-2255	0.59	0.58	162,654	752	-3.7	2
06-200	5.3	5.7	-33	-1854	0.70	0.56	135,442	963	-3.4	2
06-4H5	4.4	6.1	-29	-2631	0.53	0.49	155,263	1041	-2.8	2
07-2MY*	5.1	4.5	-43	-3146	0.54	0.45	143,187	2179	-3.3	2
07-4H5	5.1	7.0	-28	-2719	0.62	0.55	147,387	1031	-3.4	2
08-2HY	4.9	7.1	-36	-2696	0.59	0.55	148,213	1003	-4.1	2
08-410	4.8	5.4	-29	-2114	0.66	0.55	148,359	1	-5.2	2
09-2HY	5.5	7.0	-24	-2641	0.57	0.47	178,718	980	-4.5	2
09-4H5	4.0	6.6	-37	-1708	0.66	0.53	143,550	1339	-2.1	2
10-2H7	4.8	6.3	-21	-3634	0.47	0.43	193,938	1412	-3.1	2
10-4HC	4.3	5.7	-42	-2965	0.65	0.56	147,463	1661	-2.9	2
11-220	7.3	9.7	-44	-2555	0.53	0.49	87,105	691	-5.1	2
11-446*	4.7	8.3	-21	-2245	0.59	0.55	111,931	117	-4.4	2
12-2MB	4.1	4.2	-46	-1905	0.54	0.49	112,477	356	-2.5	2
13-210	6.6	6.3	-26	-3323	0.54	0.43	151,620	393	-6.3	2

Figure 35 : Classification of the 33 farms with 10 indicators following the positive deviance analysis with the Pareto-optimal front. The colour gradient thematizes the indicator value according to its position.

4. Discussion

4.1. An original indicator framework

Integrating both environmental impacts (EI) and ecosystem services (ES) in sustainability assessments of agricultural systems is, to our knowledge, a novel approach. Previous studies propose a list of juxtaposed indicators which are then plotted on a radar diagram like in Barot et al. (2017) or in synthetic and symbolic figures representing how livestock farming interacts with its physical, economic and social environments (Dumont et al., 2019). In many studies, a list of regulating services (carbon storage, pest control, etc.) are proposed and implicitly linked to provisioning services (Haines-Young and Potschin, 2018; Millennium Ecosystem Assessment, 2005), whereas in our framework we systematically connected benefits or impacts (i.e. the sustainability themes with components due to human activity [management] interacting with environmental characteristics [soil, climate, etc.]) and ES. Our aim was to clearly separate the share due to ES from the share due to management, following Duru et al. (2015), Tibi and Therond (2017) and Barot et al. (2017). In this case, we not only applied it to the main provisioning ES, namely production of goods, as in Duru et al. (2015) and Siciliano (2009), but we also linked regulation ES to EI as in Tibi and Therond (2017). The difference between provisioning and regulating ES is that for benefits driven by provisioning ES, the share due to ES and the share due to management may be additive, while for environmental impacts, in many cases ES play a

mitigating role (e.g. carbon storage vs. greenhouse gas emissions, nutrient uptake vs. accumulation and nutrient losses in soil).

As shown in Table. 12, it should be noted that the causal chain cannot be reduced to one impact as it is driven by three factors: one linked to ES, one to management and one to environmental characteristics. Reality is always more complex than a linear chain (Niemeijer and de Groot, 2008). For some impacts, several ES are implied, such as for climate change, with carbon storage and albedo. In some cases, a so-called ES may be the result of several processes, which for some are 'services' and other 'disservices'. This is the case for the ES reduction of nitrate leaching, which results from the balance between a service (nitrate uptake by crop) and a disservice (mineralization of nitrogen in crop residue and soil organic matter) (see our indicator in appendix E.2). Both are based on biological processes (see Barot et al., 2017), although mineralization is amplified by human activity (tillage, fertilization, residue type, keeping the soil bare during the winter drainage period, etc.). Mineralization would not be significant if the crop cover were not removed.

4.2. A method based on predictive indicators

Indicators selected for the assessment methods used in the literature until now were predictive effect indicators based on operational models that combined management, soil and climate data. Such models present several advantages (Bockstaller et al., 2015) and are easier to implement than more mechanistic models, but they are less feasible than causal indicators using management variables (e.g. amount of mineral fertilizer) or a simple combination of these variables (e.g. TFI; Hossard et al., 2017). One drawback was the need for soil and climate data, which may add uncertainty to the calculation. This may explain why in the review of 262 assessment methods by Soulé et al. (2021), only a third used such indicators (30%), a figure that is even lower when considering only the methods using these indicators for all themes. For carbon storage, the AMG model does not simulate the whole plant cycle like in the STICS model (Brisson et al., 2009). For the assessment of ES, we remained at the level of potential capacity service according to the framework of Dardonville et al. (2022), who distinguished three levels: the potential capacity of ES, the real capacity of ES and the actual use. Here we stick to the potential capacity of ES, which is related to the spatiotemporal configuration of plant cover. We focused on crop rotation but used original indicators (habitat associated with crops, landscape value of crops) that integrated more processes than Dardonville et al. (2022).

New indicators were also designed for some themes like erosion, phosphorus losses, biodiversity (I-BIO). Except for biodiversity, we tried to move away from indicators based on a qualitative scale designed with DEXi to a semi-quantitative continuous approach with the CONTRA approach to avoid a threshold effect (Bockstaller et al., 2017). Although they did not reach the degree of complexity of a crop model like STICS, our indicators required more details than other indicators in some cases. Assessing the risk of pesticide transfer requires nitrogen emissions, data on application date, rate and type of input, among others. The SCARA information system was very useful in collecting a considerable amount of input data. Nevertheless, such data collection requires a verification procedure because farmers' data often contain mistakes. Furthermore, the abovementioned indicators and several others require data on soil and even climate (i.e. nitrate). Soil description may be a bottleneck when no precise database and map are available. We collected as much data as possible from diverse sources, but some uncertainties do remain.

For the climate change theme, we performed a quantitative assessment that included the calculation of the GHG balance (carbon balance) resulting from EI and ES indicators. For other themes, we remained at a qualitative level, using ES indicators based on semi-quantitative scores that could be combined with an indicator assessing the effect due to human activity. We did not aggregate those indicators, as this was done in the MASC 2.0 method with the DEXi tool (Craheix et al., 2012). It should be noted that these authors did not explicitly separate the share due to ES because they did not manipulate the concept of ES. We made this choice to save time and discussion on the aggregation model. The main goal of this work was not to achieve a comprehensive method but to lay the foundations of joint assessment of ES and EI indicators. This was also the reason for limiting the number of indicators for the assessment of the economic and social dimensions. For some themes, we could have performed a quantitative assessment, such as for nitrate leaching like in Tibi and Therond (2017). But those authors implemented the STICS model, which exceeded the possibility of this study, especially if such a model were to be implemented for a set of environmental themes. Following their work, we could have taken part of the nitrate INDIGO indicator to calculate what was due to the ES, N uptake and mineralization. But here again, it was faster to implement the indicator used by Keichinger et al. (2021).

4.3. Results obtained with the assessment method

The joint assessment of ES and EI, like the multivariate analysis, delivered results that showed more nuances than a classical opposition between intensive and organic farming (Ponisio et al., 2015; Tuomisto et al., 2012). For several themes, results were mitigated regarding sustainability. The intensive systems presented some drawbacks regarding EI despite their rather good level of services due to much more diversified rotations compared to the two most frequent crop sequences in France: winter oilseed rape/wheat/barley and maize/winter wheat (Meynard et al., 2013). This high level of diversification is specific to this region of Champagne and northern France, where there are a lot of market opportunities for industrial crops, sugar beet, potatoes, alfalfa (in Champagne only), etc. This win-lose situation (see Fig. 30, Fig.32b, Fig.32c, Fig.32d, Fig.32f) can also be seen in the study of Dardonville (2022), who identified a group of farmers with quite a high unused ES potential. We found several reasons for this specific case which are linked to the high level of intensification and crops sensitive to weed competition. Furthermore, clusters 1 to 3 were less diversified than cluster 4, which showed a lower impact of transfer to the atmosphere and a substantial reduction in pesticide use that met the French national reduction plan goals (Hossard et al., 2017). This shows that rotations could still potentially be enhanced in the region to further lower pesticide use. To go one step further, more legumes could be introduced into the rotation, thus leveraging a major approach to reduce mineral fertilizer use, the main contributor to GHG emissions. While doing so would certainly improve several indicators, it could also lead to a trade-off regarding pesticide-related themes due to the use of some active ingredients (Viguier et al., 2021).

The correlation study and the multivariate analysis did not show a clear trade-off between environmental and socio-economic indicators, at least regarding farm profitability. Cluster 4 yielded better results for pesticide reduction and risk but did not perform as well when it came to energy production due to lower yield, crops with lower energy content and production costs. But the analysis did not indicate an impact on the gross margin, which is a profitability indicator of major concern for most farmers (Tey and Brindal, 2015). Results produced over more than 20 years have shown that integrated cropping systems based on a system approach to reduce input use perform as well as or even better than the conventional system (Butault et al., 2010; Holland et al., 1994). Production costs reflect weaker competitiveness on the world market (Ozerova et al.,

2019), but when products are certified with a specification on input use, the higher competitiveness of the conventional system is lost. In any case, the positive deviance analysis showed one farm with average values for all indicators, while the organic farm in cluster 5 performed better for environmental indicators but more poorly for energy production and working time and at the same level for the gross margin than the positive deviant.

These interesting results were obtained on a limited sample of farms in a specific region, which is reflected in the small cluster size (especially clusters 4 and 5, $n = 3$ and 1), including the most different farms from among the conventional ones. This thus shows the need to have a more diversified and larger sample of farms from different production contexts, such as regions with lower yield potentials and with other or lower diversification possibilities. It would be especially interesting to add farms with grassland or/and hay in their rotations. Another limitation of the study was that ES indicators were calculated for one rotation selected on the farm while EI indicators were calculated for one year for a sample of plots on the farm. We did not precisely control the representativity of the plots within each farm. Ideally the study should be repeated on all plots on the farms for the years of the whole rotation, but data were not available and time was lacking. It should be noted that our study assessed the effect of interannual variability for one crop (wheat for three years). Furthermore, we mitigated the effect of extreme low yields of the studied year by replacing some very low yields for certain crops with average yield values. This discussion on temporal aspects leads us to a general limit of the study: the assessment remains based on static indicators without tackling dynamic aspects related to sustainability like resilience or vulnerability (Dardonville et al., 2021; Hercher-Pasteur et al., 2020). Such dynamic assessment requires a time series, which was beyond the possibility of our study. One alternative would be to assess resilience using a set of system features (Urruty et al., 2016) as proposed by Zahm et al. (2018) in the IDEA v.4. This required a specific effort again beyond the scope and limits of our study.

Another shortcoming of the analysis of our results concerns the definition of the reference values in the joint assessment of ES and EI. We opted to use the relative threshold, rather than the absolute, based on statistics taken from the sample due to the lack of an absolute threshold for many indicators (Acosta-Alba and Van der Werf, 2011). For some of them, the absolute value could have been proposed, such as by using the water quality threshold ($50 \text{ mg NO}_3/\text{L}$) for nitrate leaching or the negative balance showing carbon storage for the carbon balance. But to maintain consistency between indicators, we chose to use the same type of reference value. Doing so enabled us to compare farms to each other and determine which farm was the 'most sustainable' according to our sample. However, this does not mean that this farm is really sustainable from an absolute point of view. Relative references are more frequently used than absolute. In the review by Soulé et al. (2021), 33% of the methods used relative references (e.g. Acosta-Alba et al. (2019); Paracchini et al. (2015); Ripoll-Bosch et al. (2012)), while 52% of them used absolute values, 21% used none at all and two methods used both relative and absolute references. This issue of absolute reference values remains a research gap with recent development with planetary boundaries (Vanham et al., 2019).

5. Conclusion

Our original indicator framework makes it possible to integrate both ecosystem services and environmental impacts in an explicit way. Using this framework, we showed that ES are drivers of benefits and impacts that interact with effects due to management and environmental characteristics. To obtain a list of environmental themes, we performed a joint analysis of EI and

ES indicators for some single themes as well as a multivariate analysis. Both the joint assessment of ES and EI and the multivariate analysis showed more nuanced results than a classical opposition between intensive and organic farming. Some farms have a moderate or even good level of ES but often do not leverage them, as shown by their high level of impacts. We performed a PCA analysis followed by a hierarchical ascendant classification to distinguish five clusters with different profiles of impacts and services, but without systematic trade-offs with economic indicators, and especially profitability. Finally, the positive deviance analysis revealed that it is possible to strike a balance between the economic, environmental and social considerations. A conventional farm could be more sustainable than an organic farm, which may perform well when it comes to reducing EI but at the cost of some economic and social trade-offs. The results we obtained based on a limited number of farms in one region should be confirmed by similar studies in other climatic, soil and crop diversification contexts. Likewise, for sake of simplicity and resource availability, the indicator framework was simplified for some themes, while economic and social dimensions were assessed with a reduced number of indicators. A more comprehensive indicator framework could be developed for sustainability assessment integrating dynamic indicators, such as to tackle resilience.

Acknowledgements

This study is part of a PhD research project supported by a grant (no. 2019/0020) overseen by the French National Research Technology Agency (ANRT). The authors would like to thank Olivier Therond and Manon Dardonville for the interesting discussion regarding the indicator framework, and Olivier Keichinger and Hélène Huin for the help in calculating some of the indicators.

CRediT authorship contribution statement

Christian Bockstaller and Emma Soulé: Conceptualization, Investigation, Formal analysis, Writing – original draft, Writing – review & editing, Visualization. Rémi Charbonnier, Nadia Michel, Philippe Michonneau and Laura Schlosser: Conceptualization, Writing – review & editing, Visualization.

Parte B. Influence des cahiers des charges sur les performances des exploitations agricoles : focus sur l'agriculture biologique et le référentiel HVE

1. Introduction

La première référence ou norme imposée à un produit agricole est apparue aux États-Unis au milieu du 19^{ème} siècle pour le commerce des graines de céréales (blé et maïs). Les céréales jusqu'alors transportées en sac vont avec le développement du chemin de fer être mélangées dans des bacs. Il n'est alors plus possible de distinguer les différents propriétaires des graines. Cette perte de traçabilité et de maîtrise de la qualité qui en découlait a conduit le Chicago Board of Trade à créer une norme pour les graines basée sur 3 notes (critère à 3 modalités) : « white, red and spring prime quality » (Cronon 1991 dans Daviron and Vagneron, 2011). On voit ensuite émerger dans les années 60 des cahiers des charges pour l'agriculture biologique et le commerce équitable faisant écho aux alertes de plusieurs associations sur les limites de l'agriculture industrielle. Suite à la conférence de Rio en 1992, on assiste à une multiplication des certifications durables internationales avec la création de quatorze certifications en moins de 20 ans (figure 36, Daviron and Vagneron, 2011). Les entreprises agroalimentaires vont également s'emparer de cette problématique et proposer leurs propres références (Thorlakson et al., 2018). En effet, d'après (Green, 2013), 90% des références environnementales privées des secteurs alimentaire et textile ont été créées depuis les années 90.

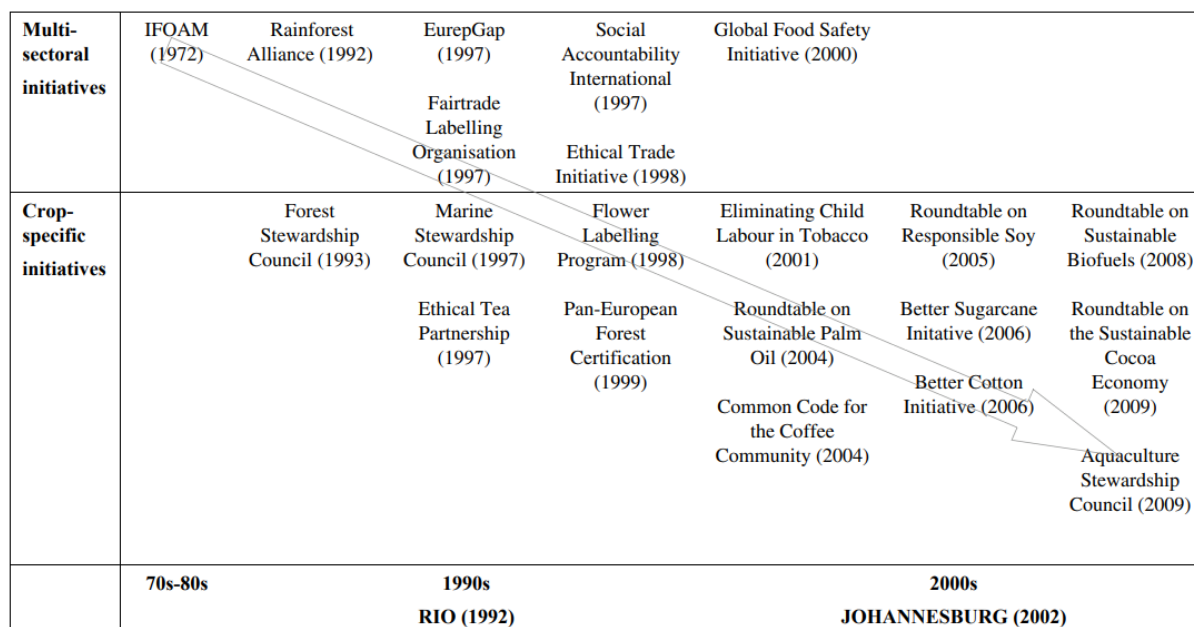


Figure 36: Chronologie des initiatives de normes de durabilité (Daviron and Vagneron, 2011).

L'inondation des marchés agricoles par les certifications durables depuis les années 90 a pour effet d'initier la marchandisation des produits certifiés augmentant l'écart de prix entre les producteurs et les consommateurs pour certaines certifications. Dans certains organismes de labélisation non vertueux, les prix des produits labélisés sont plus élevés sans qu'une prime ne soit versée aux producteurs (Daviron and Vagneron, 2011). En effet, une des caractéristiques des

certifications durables est l'effet de « watering down » (Green, 2005) c'est-à-dire la dilution des principes portés par les pionniers en la matière, l'agriculture biologique et le commerce équitable. Afin d'impliquer le plus d'acteurs possible aux intérêts divers et parfois conflictuels, le « watering down » semble incontournable, or une des conséquences est l'adoption de principes et critères moins strictes tels que les dispositions sur les prix. Un autre exemple présenté dans l'étude d'Englund and Berndes (2015) est l'intégration de la biodiversité aux divers cahiers des charges. Leur étude montre que pour la thématique de la biodiversité, on observe de grandes divergences sur les exigences des cahiers des charges. Si on prend le cas de l'agriculture biologique, le référentiel de l'Union Européenne pour l'agriculture biologique (EU organic) prend peu en compte les critères de destruction et fragmentation de l'habitat, ou de dégradation et de modification de l'habitat alors que c'est le cas de l'IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements) qui couvre le monde entier. Par ailleurs, la certification « Sustainable Agriculture Network/Rainforest Alliance » intègre bien les critères d'utilisation de l'énergie et des émissions de gaz à effet de serre contrairement à l'EU organic et à l'IFOAM. On retrouve ces divergences au niveau national pour la France. Le volet Biodiversité pour la certification Haute Valeur Environnementale de niveau 3 comporte plusieurs critères dont notamment le pourcentage d'infrastructures agroécologiques, la diversité des espèces végétales cultivées ou la présence de ruche alors que le volet Biodiversité du cahier des charges LU'HARMONY n'impose qu'une action obligatoire parmi quatre options.

Ces certifications environnementales multiples viennent donc compliquer le choix des consommateurs lors de l'achat. La certification en agriculture biologique reste cependant une valeur sûre pour une grande partie de la population de par l'effet halo associé aux aliments biologiques qui en plus d'avoir un faible impact sur l'environnement sont réputés plus sains (Muller et al., 2019). Les consommateurs vont ainsi acheter des produits labellisés AB parce qu'ils font attention à leur santé sans obligatoirement songer aux effets bénéfiques de l'AB sur l'environnement. Cette dernière, dont le cahier des charges est principalement basé sur une liste d'intrants interdits plus que sur des principes, ne permet pas d'atteindre tous les objectifs de durabilité. En effet, si on compare les principes énoncés par la méthode SAFA (Sustainability Assessment of Food and Agriculture systems, FAO 2013), développée par la FAO pour évaluer la durabilité des chaînes de valeur de l'alimentation et de l'agriculture, aux critères du cahier des charges de l'IFOAM, certains thèmes ne sont pas entièrement traités comme la fertilité des sols à long terme ou les techniques de sélection (Merfield et al., 2015). Aussi, on oppose souvent classiquement l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle, or il existe une multitude de pratiques agricoles au sein de ces deux groupes associées à un large gradient de performances environnementales qui dépend des décisions des agriculteurs et des prises d'initiative locales (Therond et al., 2017).

Ainsi, afin d'aller plus loin sur l'évaluation des performances environnementales des certifications, nous avons décidé de les comparer en nous focalisant sur deux certifications : la certification Agriculture biologique et la certification HVE qui depuis récemment est encouragée par le gouvernement français pour répondre aux exigences environnementales de la PAC (Lassalas, 2020).

2. Matériel et méthode

Pour ce sous-chapitre, nous avons repris les valeurs des indicateurs calculés précédemment sur les 33 exploitations et analysé ces valeurs en distinguant 3 groupes d'exploitations : les exploitations en agriculture conventionnelle (AC), (n=14), les exploitations certifiées HVE de niveau 3 (n=17) et les exploitations certifiées en agriculture biologique (AB), (n=2). Il est à noter que les exploitations en AC, servant de référence pour comparer les deux certifications, sont toutes certifiées Agriconfiance volet vert ce qui correspond au niveau 2 de la certification HVE (voir encart 3). Les exploitations détenant la certification HVE à la SCARA sont toutes certifiées par la voie A. Cette dernière se décline en 4 groupes thématiques : la biodiversité, la stratégie phytosanitaire, la gestion de la fertilisation et de l'irrigation alors que la voie B exige que le poids des intrants dans le chiffre d'affaire soit inférieur à 30% et que la part des infrastructures agroécologiques (IAE) soit supérieure à 10%. Cette voie B a fait l'objet de nombreuses critiques car les exploitations des filières à forte valeur ajoutée (viticulture) ou à fort coût de main d'œuvre (maraîchage) peuvent obtenir la certification HVE via cette voie sans aucune amélioration de leur performance environnementale (Aubert et al., 2021). Pour obtenir la certification HVE niveau 3 par la voie A, il faut obtenir un nombre de points égal ou supérieur à 10 pour chaque thématique. Nous allons ci-après nous intéresser aux 3 premières thématiques afin de regarder si les exploitations en HVE et/ou en AB se distinguent des exploitations en AC. L'irrigation n'est pas étudiée parce qu'il n'y a pas d'irrigation sur les parcelles retenues dans notre échantillon (sauf certaines cultures industrielles comme la pomme de terre). Nous compléterons l'analyse avec d'autres thématiques environnementales qui ne sont pas prises en compte par le référentiel HVE. Enfin, nous ferons une analyse conjointe des IE et des SE afin d'étudier si les exploitations en HVE ou en AB s'appuient sur les SE pour diminuer leurs IE.

Pour analyser les performances des exploitations selon leurs certifications, nous avons réalisé des boîtes à moustache pour chaque indicateur calculé. Une ANOVA suivi d'un test de Tukey ont été ensuite effectués afin de vérifier si les différences entre les groupes (AC, HVE et AB) étaient significatives.

Encart 3. Les différents niveaux de la certification environnementale de la SCARA

- Niveau 1 : Maîtrise de la réglementation environnementale (Agri-Confiance®)
 - ✓ Bilan de conditionnalité
 - ✓ Autodiagnostic de l'exploitation au regard du niveau de certification visé
 - Niveau 2 : Obligations de moyens (Agri-Confiance® Volet Vert)
 - ✓ Respect des exigences du référentiel de niveau 2
 - OU
 - ✓ Engagement dans une démarche reconnue équivalente
 - Niveau 3 : Obligations de résultats (Agri-Confiance® Volet Vert + HVE)
 - ✓ Respect des indicateurs du référentiel HVE par la voie A¹
- Obtenir au minimum 10 points dans les 4 thématiques suivantes :
- ❖ Biodiversité
 - ❖ Stratégie phytosanitaire
 - ❖ Gestion de la fertilisation
 - ❖ Gestion de l'irrigation

¹ Voie B (non pratiquée) : poids intrant du chiffre/chiffre affaires <30 % & Infrastructure agroécologique > 10 %

3. Résultats

3.1. Les volets thématiques du référentiel HVE (hors gestion de l'irrigation)

❖ Biodiversité

Les exploitations en HVE ne se démarquent pas des exploitations en AC sur la thématique de la biodiversité (figure 37). En effet, elles obtiennent des notes pour l'indicateur I-BIO très proches des exploitations en AC. Seules les exploitations en AB ont des notes significativement plus élevées ($p\text{-value} = 3,6.10^{-4}$). Le même constat est observé pour l'indicateur « Habitat associé aux cultures ». La différence des moyennes n'est toutefois pas significative pour cet indicateur.

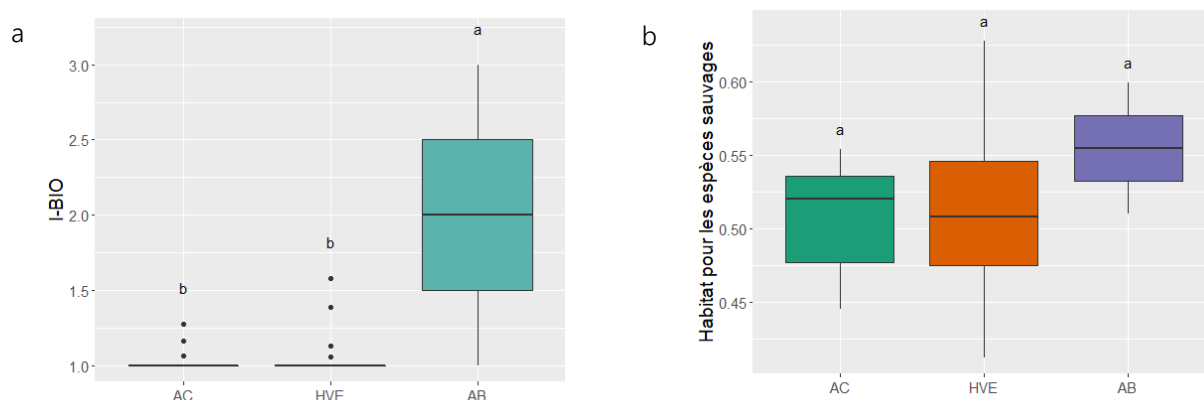
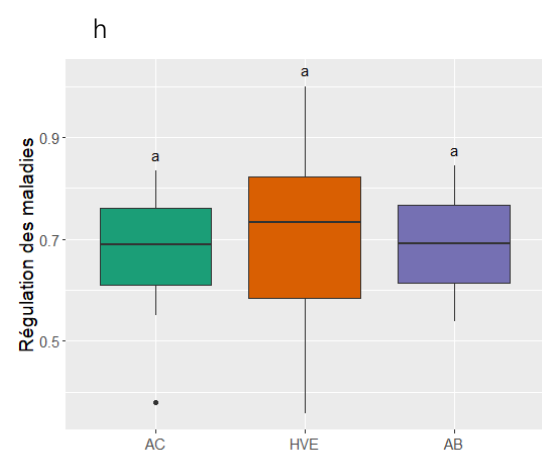
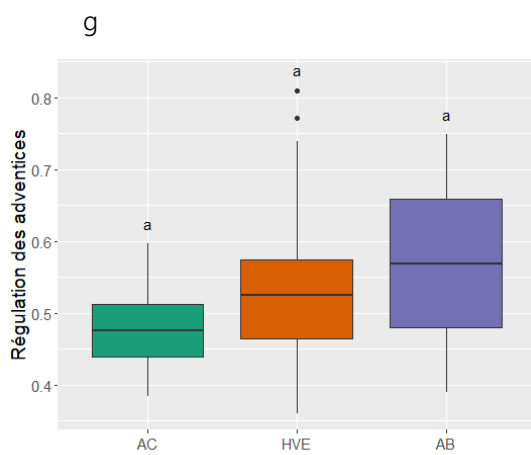
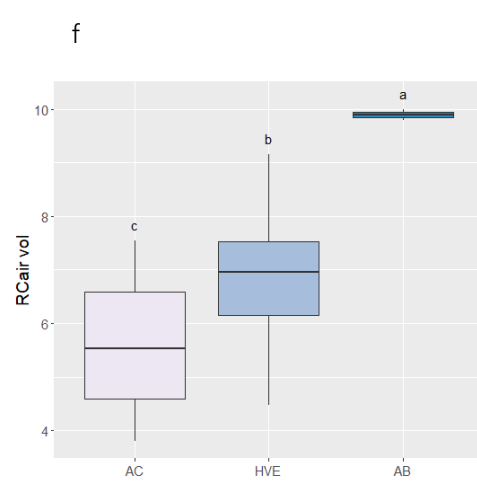
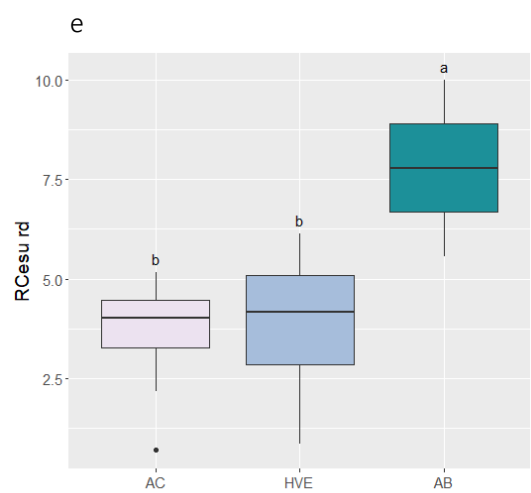
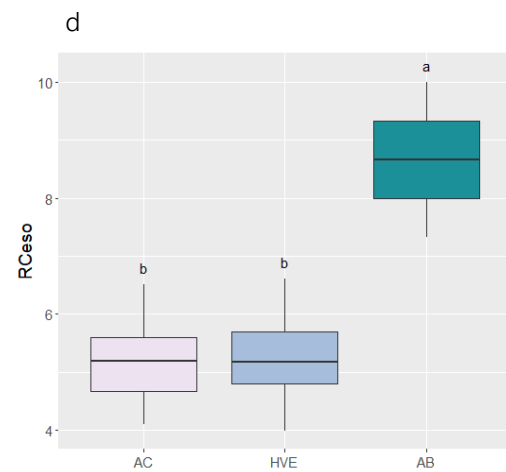
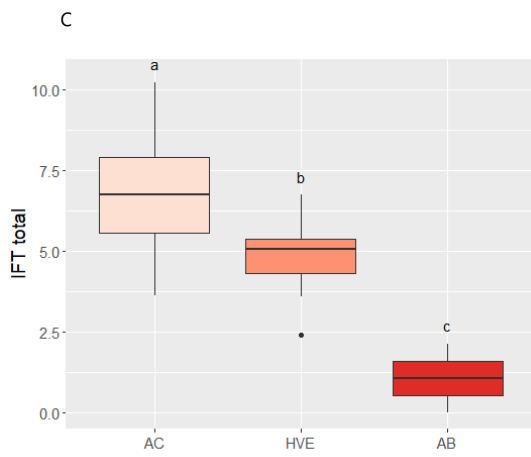
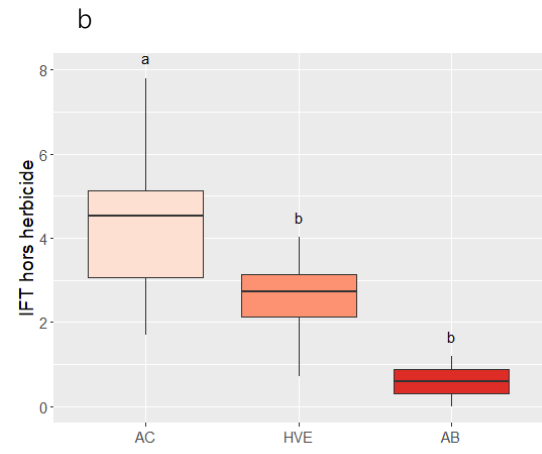
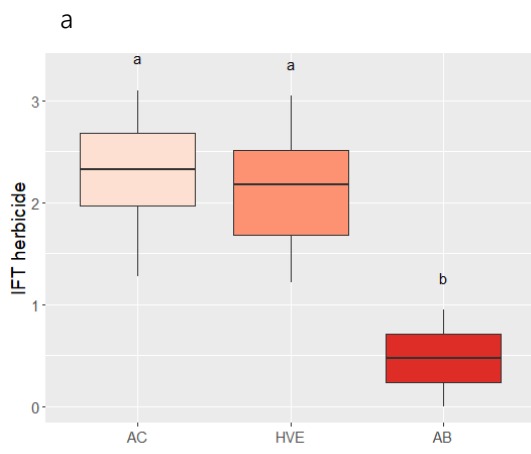


Figure 37 : Comparaison des indicateurs relatifs à la biodiversité pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) Indicateur I-BIO : les valeurs qualitatives (obtenues par parcelle) ont été transformées en valeurs quantitatives afin de calculer la moyenne d'I-BIO par exploitation. Si la valeur d'I-BIO est faible, l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité est élevé et si la valeur d'I-BIO est élevée, l'impact est faible, et b) Indicateur de SE de l'habitat associé aux cultures (AC : $n=14$, HVE : $n=17$, AB : $n=2$). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.

❖ Stratégie phytosanitaire

Les exploitations en HVE diffèrent significativement des exploitations en AC pour l'IFT hors herbicide ($p\text{-value} = 7,38.10^{-3}$) et pour l'IFT total ($p\text{-value} = 0,01$) mais ce n'est pas le cas pour l'IFT herbicide (figure 38). Les exploitations en AB se distinguent des deux autres groupes pour l'IFT herbicide et pour l'IFT total. L'IFT fait partie des critères permettant d'obtenir des points dans le volet Stratégie phytosanitaire du référentiel HVE. Aussi, on s'attend à ce que les exploitations en HVE aient des meilleures performances sur ce critère ce qui est le cas pour l'IFT hors herbicide et l'IFT total mais pas pour l'IFT herbicide. Une des raisons est la présence de betterave sucrière dans les rotations qui est sensible aux adventices. Concernant les indicateurs complémentaires à l'IFT, à savoir les risques de contamination RCeso (eaux souterraines), RCeso_rd (eaux de surface) et RCair_vol (air), les exploitations en HVE obtiennent de meilleurs résultats essentiellement pour le risque de contamination de l'air ($p\text{-value} = 0,01$). Les exploitations en AB se démarquent très largement pour ces trois indicateurs. En revanche, si on regarde les services écosystémiques de régulation des adventices, des maladies et des ravageurs, aucun groupe n'a un niveau de service plus élevé que les autres.



i

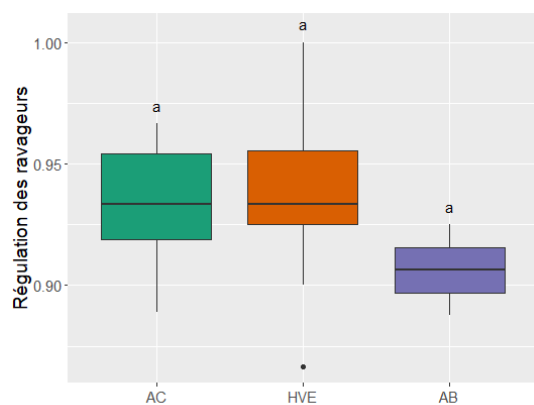


Figure 38 : Comparaison des indicateurs relatif à la stratégie phytosanitaire pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) IFT herbicide, b) IFT hors herbicide, c) IFT total, d) Indicateur de risque de contamination des eaux souterraines par les produits phytosanitaires, e) Indicateur de risque de contamination des eaux de surface par ruissellement des produits phytosanitaires, f) Indicateur de risque de contamination de l'air via la volatilisation des produits phytosanitaires, g) Indicateur du SE de régulation des adventices, h) Indicateur du SE de régulation des maladies et i) Indicateur du SE de régulation des ravageurs (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.

❖ Gestion de la fertilisation

Les performances des 3 groupes sur la gestion de la fertilisation ne sont pas discriminantes à l'exception de la quantité d'azote minéral, significativement plus basse pour les exploitations en AB ($p\text{-value} = 2,00.10^{-3}$, figure 39). Le seuil retenu dans le référentiel HVE pour la balance globale azotée (BGA) qui est de 60 kg N/ha est donc probablement à revoir afin d'inciter les exploitations à diminuer leur BGA. Le service écosystémique de fourniture de l'azote semble élevé pour les exploitations en AB mais cette différence n'est pas significative.

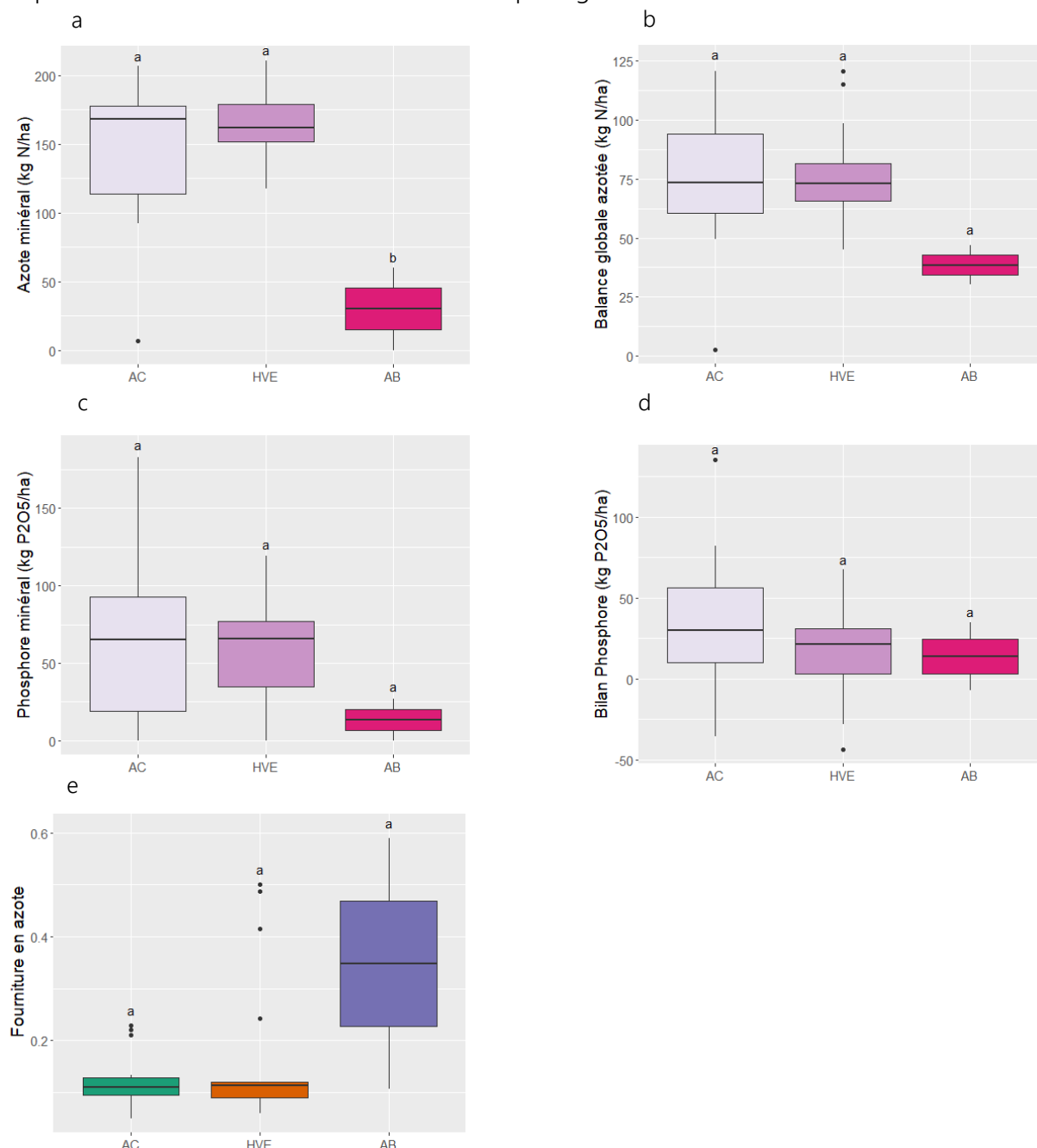


Figure 39 : Comparaison des indicateurs relatif à la gestion de la fertilisation pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) Quantité d'azote minéral, b) Balance globale azotée, c) Quantité de phosphore minéral, d) Bilan en phosphore et e) Indicateur de SE de la fourniture en azote minéral (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.

3.2. Autres thématiques environnementales

❖ Pertes azotées

La figure 40 montre que le groupe en AB est le plus performant pour les pertes en N_2O (p -value = $4,97.10^{-2}$). Une hypothèse peut être la dose faible d'azote des deux exploitations en AB qui limite les émissions en N_2O . Pour les autres pertes azotées (NO_3 et NH_3) et le SE de réduction des pertes en nitrate, il n'y a pas de différence significative.

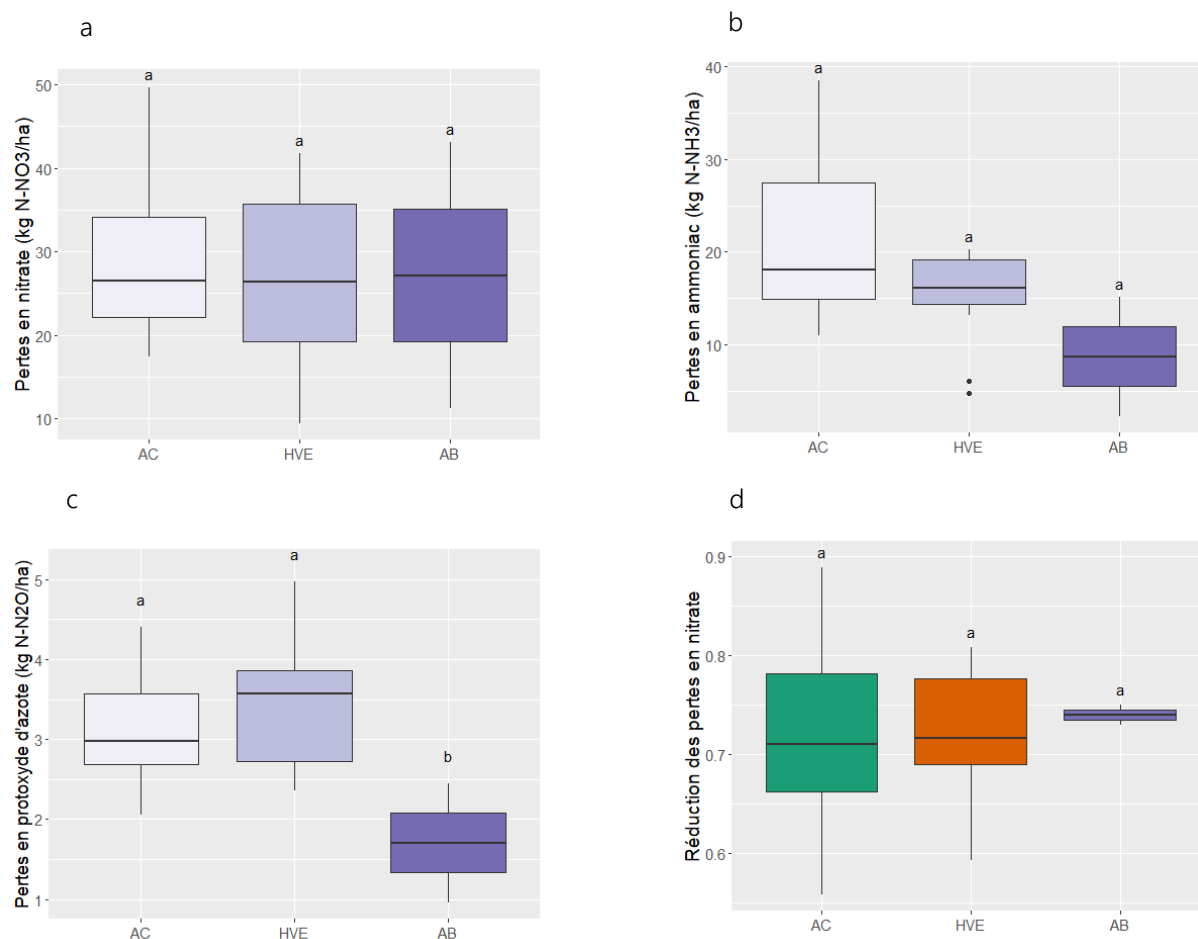


Figure 40 : Comparaison des indicateurs relatifs aux pertes azotées pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) Quantité de nitrate, b) Quantité d'ammoniac, c) Quantité de protoxyde d'azote et d) Indicateur du SE de régulation des pertes en nitrate (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.

❖ Érosion/Ruissellement du sol

Aucun groupe d'exploitations ne se démarque pour le thème de l'érosion et du ruissellement du sol (figure 41).

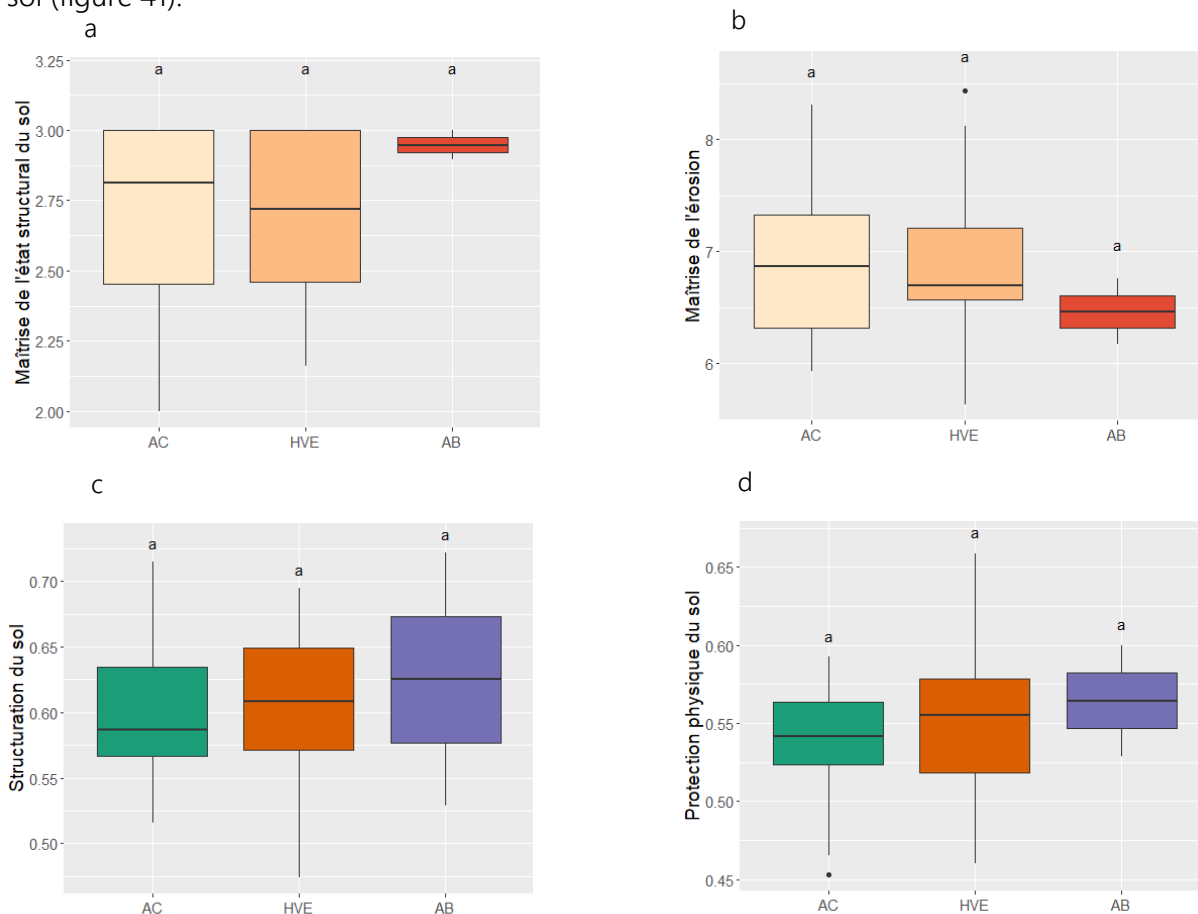


Figure 41 : Comparaison *des indicateurs relatifs* à l'érosion et au ruissellement du sol *pour les 3 groupes d'exploitations agricoles* : a) Maîtrise de l'état structurale du sol, b) Maîtrise de l'érosion, c) Indicateur du SE de structuration du sol et d) Indicateur du SE de protection physique du sol (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.

❖ Effet de serre

Les résultats du bilan carbone ne font ressortir significativement aucun groupe mais il semble que le bilan carbone des exploitations en HVE soit supérieur ou égal aux exploitations en AC, lui-même supérieur à celui des exploitations en AB (figure 42). Cependant, si on regarde les différentes variables impliquées dans le calcul du bilan, des différences apparaissent. Ainsi pour les émissions de GES, c'est le groupe en AB qui émet le moins comparé aux deux autres groupes ($p\text{-value} = 6,18.10^{-3}$). C'est également ce groupe qui a les meilleures valeurs d'albédo ($p\text{-value} = 3,6.10^{-2}$). Enfin pour le stockage du carbone, c'est le groupe en HVE qui a la moins bonne

performance. Il stocke significativement moins que le groupe en AC (p-value = 0,03) mais cette différence n'est pas confirmée avec le groupe en AB.

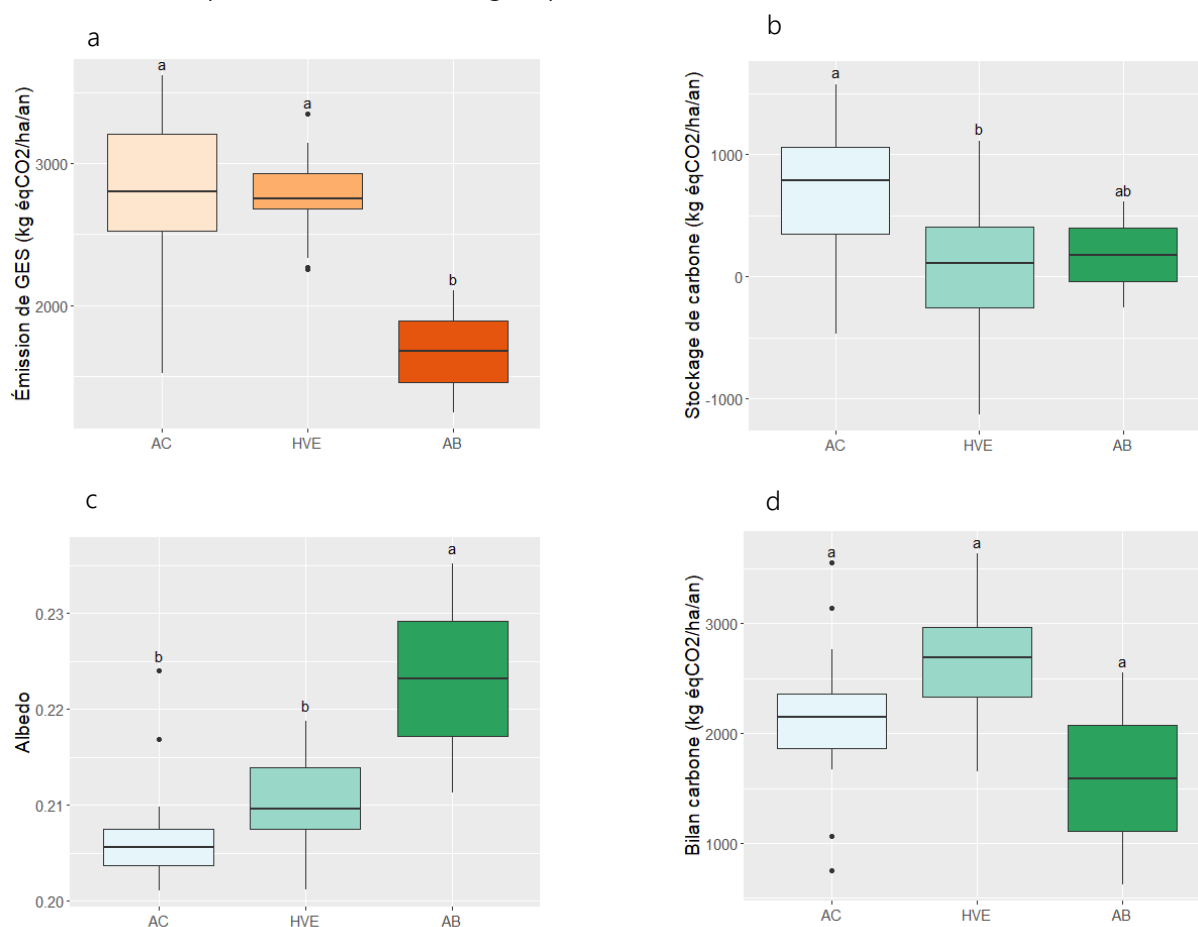


Figure 42 : Boîtes à moustache des indicateurs relatif à l'effet de serre pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) Quantité d'émissions de GES, b) Stockage de carbone, c) Albédo des couverts végétaux au niveau d'une parcelle et d) Bilan carbone (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.

❖ Services écosystémiques associés aux cultures

Les résultats ne montrent aucune différence significative entre les 3 groupes d'exploitations agricoles pour les services écosystémiques suivant : la consommation d'eau des cultures, la pollinisation et la valeur paysagère (voir annexe F.1).

3.3. Performances socio-économiques

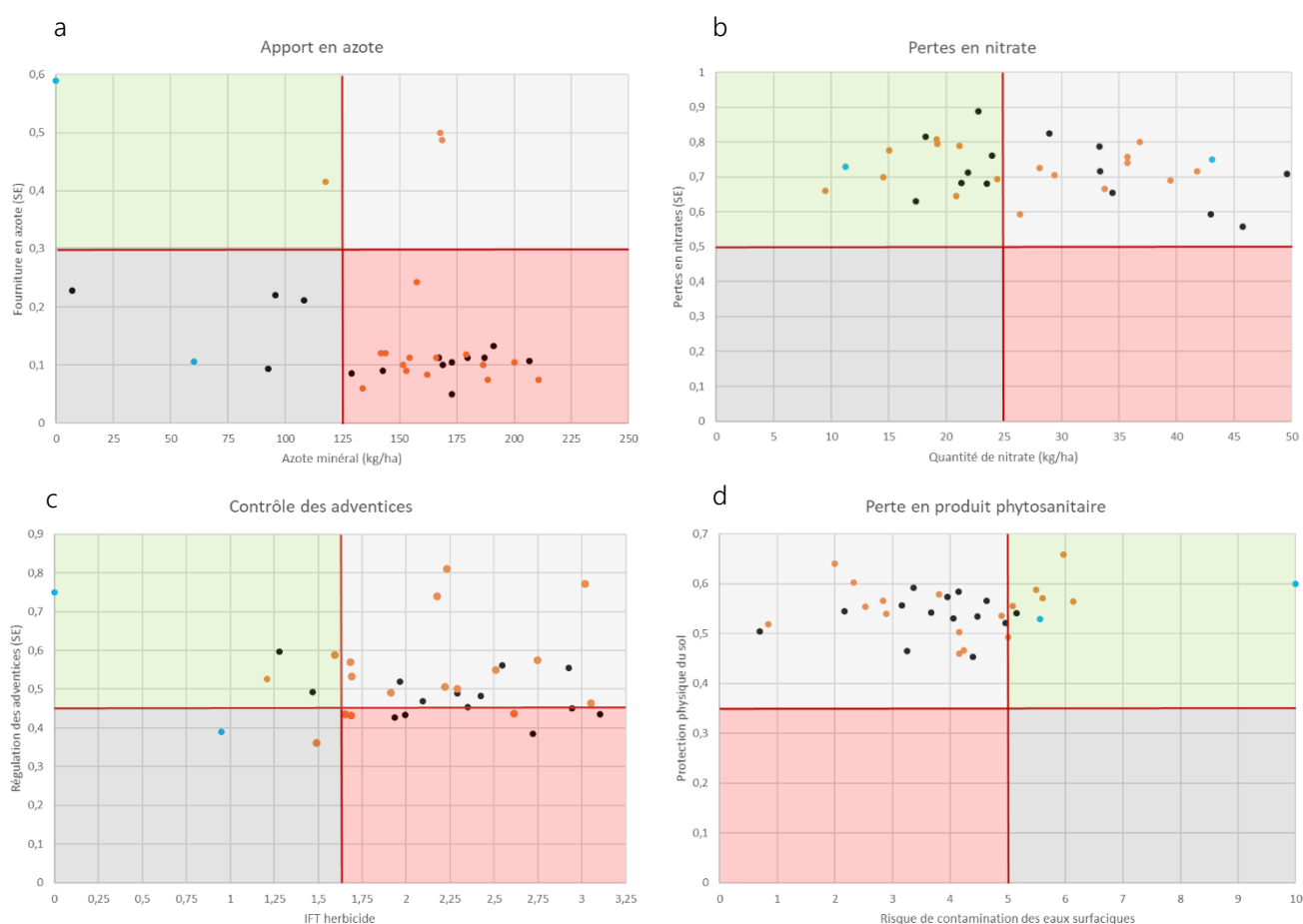
Pour le volet économique (coût de production, charges de mécanisation et marge brute), aucun groupe ne sort son épingle du jeu. De même, on n'observe pas de différence pour le temps de travail entre les 3 groupes d'exploitations agricoles (voir annexe F.2).

3.4. Évaluation conjointe des IE et des SE

L'évaluation conjointe des IE et des SE montrent que les exploitations en HVE ont des performances environnementales proches des exploitations en AC pour la majorité des thématiques étudiées (Figure 43). Elles se distinguent légèrement sur la thématique de l'apport en azote (figure 43a) où 3 exploitations en HVE présentent des SE élevés sur les 4 exploitations

concernées, la dernière étant en AB. Relatif à la perte de produit phytosanitaire, 5 exploitations sur les 8 sont en HVE et dans la situation gagnant-gagnant (SE élevé et IE faible) mais cela ne représente que 30% des exploitations de ce groupe. Enfin, pour la thématique de l'érosion du sol, les exploitations HVE sont toutes dans la situation gagnant-gagnant comme les autres exploitations en AC et en AB. Les exploitations en HVE ont également un niveau de SE élevé pour le contrôle des adventices (figure 43c) mais 80% des exploitations ont un IFT herbicide élevé et donc un IE important. Enfin pour la régulation du climat global, la majorité des exploitations dans la situation perdant-perdant sont en HVE.

Pour les exploitations en AB, sur les deux exploitations, une est toujours dans la situation gagnant-gagnant combinant ainsi un niveau de SE élevé et des faibles IE. L'autre exploitation en AB a des SE élevés pour la moitié des thématiques (SE réduction des pertes en nitrate et SE de protection physique du sol).



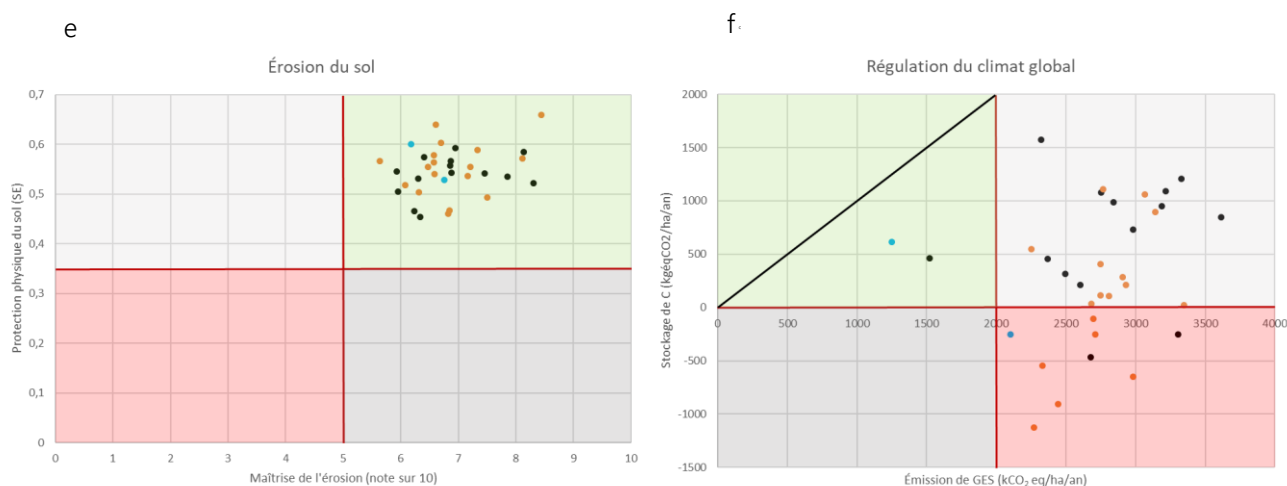


Figure 43 : Évaluation conjointe de 6 principaux thèmes environnementaux : a) Apport en azote ; b) Pertes en nitrate ; c) Contrôle des adventices ; d) Pertes en produit phytosanitaire ; e) Érosion du sol et f) Régulation du climat global. Les points représentent la situation de chaque exploitation pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : agriculture conventionnelle en noir, référentiel HVE en orange et agriculture biologique en bleu. Les lignes en rouge correspondent au milieu de la gamme de valeurs. Ce milieu est relatif à l'étude de cas. Les différentes zones font référence à la figure 14 avec la zone verte pour la situation gagnant-gagnant, la zone rouge pour la situation perdant-perdant, la zone gris clair pour la situation gagnant-perdant et la zone gris foncé pour la situation perdant-gagnant (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2).

4. Discussion

Les principaux résultats de l'analyse des cahiers charges de l'agriculture biologique et du référentiel HVE ne discriminent pas fortement les exploitations en HVE des exploitations en AC. En revanche, les exploitations en AB se démarquent des deux autres groupes. Aussi, si on reprend les thématiques définissant le référentiel HVE, seule la stratégie Phytosanitaire permet aux exploitations en HVE de se distinguer positivement par rapport aux exploitations en AC. Cependant cela ne concerne que l'IFT hors herbicide, l'IFT total et les risques de contamination des produits phytosanitaires dans l'air. Les résultats pour les autres indicateurs (IFT herbicide, risques de contamination par les produits phytosanitaires dans les eaux souterraines et dans les eaux de surface) sont similaires pour les exploitations en AC et en HVE. L'absence de différence significative pour l'IFT herbicide peut s'expliquer par une référence régionale très basse et au fait que les exploitations en HVE comptabilisent davantage de points avec les autres items et notamment avec l'IFT hors herbicide. En effet, les exploitations en HVE ont progressé sur ce dernier item en utilisant les outils d'aide à la décision dont la météo connectée, en cultivant d'autres variétés et en allongeant les rotations (6 ans en moyenne). Pour les risques de contamination des eaux souterraine ou de surface par les produits phytosanitaires, cela illustre ici la valeur ajoutée de l'indicateur I-Phy avec l'IFT puisqu'au-delà du nombre de traitement, I-Phy regarde le risque de contamination des compartiments en fonction des caractères physicochimiques des substances actives utilisées. I-Phy intègre également des données de phytotoxicité (dose journalière admissible, aquatox). Ceci a été confirmé par l'absence de corrélation entre l'IFT et l'indicateur I-Phy dans la partie A. Il serait intéressant d'observer si la révision des références régionales des IFT proposée dans le nouveau référentiel HVE (CNCE, 2022) permet de distinguer les exploitations en HVE des exploitations en AC.

Concernant le volet Biodiversité, les nouveaux critères suggérés par le Ministère de l'Agriculture pour le référentiel HVE (taille des parcelles, vie microbiologique du sol et part de l'azote organique) pourraient améliorer significativement les résultats de l'indicateur I-BIO des exploitations. Le bonus « diversité des IAE » peut également jouer favorablement pour le référentiel HVE.

Relatif à la gestion de la fertilisation, les nouvelles classes soumises pour la balance globale azotée sont requises pour que les exploitations en HVE soient discriminantes par rapport aux exploitations en AC. L'utilisation du phosphore reste par contre une thématique environnementale non prise en compte par le cahier des charges en AB et le référentiel HVE. Il est à noter qu'en AB, le problème est plutôt un manque en système sans élevage (Colomb et al., 2013). Le sujet fait l'objet de discussion à l'échelle européenne et pourrait à terme aboutir à des zones vulnérables avec réalisation de plan de fumure comme pour la directive nitrates. On peut imaginer que les deux réglementations puissent un jour n'en faire qu'une.

Les résultats sur les pertes azotées montrent que des progrès sont encore à faire pour limiter ces dernières dans les 3 groupes d'exploitation. Les meilleurs résultats pour l'émission du protoxyde d'azote des exploitations en AB peuvent s'expliquer par les faibles doses d'azote apportées.

À propos de l'effet de serre, les exploitations en AB sont plus performantes pour réduire leurs émissions de GES notamment via la faible voire absence d'utilisation d'engrais minéraux. Pour les exploitations en AC, des solutions existent pour réduire les pertes azotées en ammoniac. Une première est le changement de forme de l'azote ammonitrate au profit de la solution azotée. L'absence de différence pour les pertes en N s'expliquent par des rotations assez semblables, confirmées par les résultats des indicateurs de SE liés à la rotation, et par l'hypothèse que nous avons posée, que les excès de fertilisation sont très limités dans toutes les exploitations. Par ailleurs, les exploitations en AB cultivent des couverts végétaux particulièrement la luzerne qui garantissent un effet albédo élevé. Par rapport au stockage de C, leur potentiel de stockage faible est probablement dû à des niveaux en carbone organique déjà élevés limitant le stockage. En effet, la moyenne des stocks de C initiaux des exploitations en AB est plus élevée que celle des exploitations en HVE (-7%) et en AC (-9%). Et si l'on regarde le pourcentage de C stocké moyen par groupe, on observe que c'est le groupe en AC qui a le plus stocké +12,5% contre +2,5% pour le groupe en AB et +1,7% pour le groupe en HVE. Relatif aux services associés à la rotation, l'absence de tendance entre les 3 groupes peut s'expliquer par la faible variabilité entre les groupes qui peut gommer des rotations plus originales notamment dans le groupe en HVE. Pour finir, les résultats des indicateurs socio-économiques prouvent que la mise en place d'un cahier des charges ou d'un référentiel relatif à des performances environnementales n'impacte pas les performances économiques et ne complique pas significativement le travail des agriculteurs (Schlosser, 2021).

Au sujet de l'évaluation conjointe des IE et des SE, les exploitations en HVE peuvent encore progresser sur les deux niveaux en modifiant les techniques culturales pour : 1) favoriser les SE et augmenter leur niveau et 2) diminuer les impacts environnementaux.

Enfin, tous ces résultats ont été obtenus avec uniquement deux exploitations en AB, il faudrait renforcer l'échantillon afin de confirmer les bonnes performances environnementales.

Discussion générale

1. Apports et originalité du travail

1.1. Une méthode de plus au foisonnement ?

La nouvelle méthode d'évaluation de la durabilité que nous avons développée est basée sur une revue bibliographique sans précédent et répond à plusieurs manques observés dans beaucoup de méthodes : la non prise en compte des services écosystémiques, l'absence de cadre conceptuel bien structuré, le manque d'organisation des indicateurs et la faible utilisation d'indicateurs prédictifs. Par ailleurs, nous avons également développé un cadre d'analyse des différents indicateurs d'impacts et de services. Ainsi, plus qu'une énième méthode d'évaluation, ce travail de thèse est en premier lieu un apport méthodologique.

1.2. Un état de l'art très approfondi et d'une ampleur inédite

L'originalité de notre revue bibliographique repose sur le grand nombre de méthodes (262) que nous avons caractérisées et sur la finesse de l'analyse réalisée. De fait, nous avons analysé 3 fois plus de méthodes que ce qui avait été fait précédemment dans la littérature. En effet, Wustenberghs et al. (2015), De Olde et al. (2016), Rasmussen et al. (2017) et Lampridi et al. (2019) ont respectivement étudié 53, 38, 84 et 48 méthodes. En outre, si on regarde le nombre et le type de critères utilisés, ces derniers sont souvent limités à des descripteurs généraux (ex : l'année de conception) et n'abordent pas les choix méthodologiques retenus pour la construction de la méthode, ni le type d'indicateurs choisis. Une autre singularité de ce travail de revue est l'analyse des thèmes traités par les méthodes. De fait, peu de revues se sont attelées à cette tâche. C'est le cas d'une revue récente, la revue de Chopin et al. (2021), qui a été publiée la même année que la nôtre. Leur revue a étudié 119 méthodes en faisant un focus sur les thèmes et les indicateurs relatif à la conservation de la biodiversité pour le volet environnemental, la viabilité de l'exploitation pour le volet économique et l'équité des genres pour le volet social. Nos travaux et ceux de Chopin et al. (2021) se distinguent sur plusieurs points. Une première différence importante est que notre étude est centrée sur la dimension environnementale contrairement à celle de Chopin et al. (2021) qui couvre les trois dimensions, mais uniquement à l'échelle de l'exploitation agricole. Notre étude est plus large puisqu'elle englobe toutes les échelles pertinentes pour l'évaluation des espaces agricoles (parcelle, exploitation, territoire, etc.). De plus, nous nous sommes intéressés au changement d'échelle possible i.e. nous avons regardé si la méthode détaillait explicitement une procédure de changement d'échelle (« upscaling » ou « downscaling »). Une autre différence concerne le nombre de méthodes caractérisées. Chopin et al. ont caractérisé 106 articles par rapport à la méthode choisie, 96 pour les dimensions retenues, 104 pour la description des indicateurs et 63 pour l'analyse des thèmes avec une gamme de thèmes environnementaux plus restreinte que la nôtre (11 contre 27 thèmes). Cette différence s'explique par le fait qu'ils soient restés aux thèmes généraux comme le sol alors que nous avons travaillé sur une typologie plus fine des thèmes, en distinguant par exemple pour le sol les différents impacts (compaction, érosion, etc.) et en distinguant les causes des effets. Pour notre revue, l'ensemble des 262 méthodes ont été analysées pour leur caractérisation et pour celles de leurs thèmes. Les deux

revues se rejoignent sur l'analyse des cadres conceptuels et des indicateurs selon leur position sur la chaîne causale (Pression-État-Effet-Impact). Notre revue est néanmoins allée plus loin en regardant les possibles interactions entre indicateurs et si ces derniers traitaient des services écosystémiques. De même, dans les deux cas, une analyse multivariée de groupes a été réalisée mais les critères étant très différents, notamment en termes d'échelles, il n'est pas facile de comparer les résultats.

1.3. Un cadre théorique nouveau positionnant impacts et services écosystémiques

Le cadre théorique proposé a permis de mieux positionner certains concepts : les services écosystémiques par rapport aux avantages et les disservices par rapport aux impacts environnementaux. Ainsi malgré la production scientifique très importante sur les services écosystémiques, il y a peu de travaux sur la distinction SE/avantages (benefits) sur laquelle insistent Therond et al. (2017) et Barot et al. (2017). En effet dans les systèmes anthropisés tel que le milieu agricole, les avantages sont la résultante de combinaisons entre les processus écologiques dans l'agrosystème agricole et les intrants anthropiques (énergie via le travail du sol, chimique via l'utilisation d'engrais et pesticides, etc.) via des processus technologiques. De même, nous avons établi une distinction claire entre disservices et impacts environnementaux afin de ne pas attribuer à l'écosystème ce qui vient de l'intervention de l'Homme. Ceci permet d'éviter une forme de greenwashing en masquant l'origine des impacts, même si IE et SE sont parfois bien entremêlés. La lixiviation du nitrate en hiver, par exemple, provient de la minéralisation de l'azote organique (processus écologique) mais est liée à l'absence de couvert végétal qui est un choix de l'agriculteur (action anthropique) et est amplifiée par les apports azotés (pratiques agricoles). Nous avons aussi positionné dans notre cadre théorique des aspects de la multifonctionnalité de l'agriculture que Huang et al. (2015) ont cherché à relier au concept de SE en distinguant différents types de SE. Ainsi le concept de services environnementaux qui sont les services rendus par l'agriculteur via l'écosystème agricole à la société (Aguilar-Gómez et al., 2020; Engel et al., 2008) n'est pas à confondre avec la notion de services écosystémiques. Le cadre théorique proposé dans cette thèse est un apport majeur qui fait ressortir que les SE ne sont pas des sorties finales mais aussi des déterminants des avantages et des impacts. Plus précisément, les services contribuent à la production d'avantages et à la réduction des impacts. Les disservices conduisent à une augmentation des impacts entraînant un coût au détriment d'un avantage.

1.4. Une nouvelle méthode d'évaluation

1.4.1. Un cadre conceptuel

Nous sommes partis du cadre conceptuel de la méthode MASC en le généralisant au système agricole (parcelle, système de culture, exploitation). Nous avons ensuite intégré des SE à différents niveaux comme déterminants des impacts. Cela était déjà le cas en quelque sorte dans la méthode MASC pour certains impacts du thème « Capacité productive à long terme », sans référence explicite à la notion de service. Nous faisons néanmoins ici une nouvelle proposition d'indicateurs en s'appuyant sur le travail de Keichinger et al. (2021). Ces indicateurs évaluent un service potentiel lié à la configuration spatio-temporelle des couverts (dans notre cas, seulement la rotation), selon le cadre conceptuel de Dardonville et al. (2022). Par ailleurs, nous avons ajouté

de nouveaux thèmes tels que la régulation du climat, la gestion des déchets ou la qualité du paysage. Il reste cependant des thèmes non traités comme l'atténuation des pesticides par les sols ou encore la pollution par les microplastiques, les antibiotiques ou d'autres médicaments utilisés en agriculture. Ces thèmes n'ont pas été traités par les 262 méthodes de la revue dans la première partie.

En outre, pour certains thèmes, nous n'avons pas proposé d'indicateurs dans cette thèse pour des raisons pratiques de faisabilité, comme pour la gestion des déchets. En effet, le développement d'indicateurs sur des thèmes plus originaux tels que la gestion des déchets ou la nuisance sonore des activités agricole aurait nécessité des enquêtes complémentaires pour obtenir des données sur ces thèmes. Il reste toujours à trouver un compromis entre faisabilité et exhaustivité. Si l'évaluation vise à produire des connaissances sur la durabilité des systèmes, il est possible de se focaliser sur les points critiques identifiés a priori. Si la finalité est d'identifier les points à améliorer, il est intéressant de couvrir l'ensemble du système et cela était bien l'objectif de la méthode MASC. Dans notre travail théorique, nous sommes aussi partis sur un cadre le plus large possible en faisant l'hypothèse que dans un second temps il pourrait être adapté aux finalités de la SCARA. Or, les échanges avec la coopérative ont confirmé son intérêt pour les deux finalités (acquisition de connaissance et conseil). Enfin, nous nous sommes centrés sur la dimension environnementale par souci de temps (cf. paragraphe 2.5).

1.4.2. Développement et utilisation d'indicateurs prédictifs reposant sur des modèles opérationnels calculés à la parcelle

Le calcul des indicateurs prédictifs au niveau parcellaire permet d'avoir un grain fin et de prendre en compte les conditions locales (climat, sol). Cependant, cela augmente considérablement la quantité de calculs d'où nos choix d'échantillonnage qui se sont limités à sélectionner 6 à 10 parcelles par exploitation afin de pouvoir travailler à un niveau supérieur tel que l'échelle de l'exploitation ou du paysage. En effet, il est plus pertinent d'analyser les performances environnementales d'une exploitation agricole et non d'une parcelle parce que l'agriculteur raisonne ses pratiques à l'échelle de l'assolement. En outre, pour certains thèmes comme la biodiversité, il est en effet plus adéquat d'analyser les résultats à un niveau supérieur, du paysage (Sirami et al., 2019). De fait, l'indicateur évalue la contribution à un impact qui va bien au-delà de la parcelle (Bockstaller et al., 2015). Sur des thèmes comme la biodiversité, il y a peu de travaux à l'échelle de l'exploitation agricole.

Relatif au type d'indicateurs, la biodiversité a été très étudiée dans la littérature mais principalement avec des indicateurs mesurés ou de cause (Bockstaller et al., 2019). Or, ces derniers ne permettent pas de faire de l'évaluation *ex ante* et ainsi de relier clairement les effets aux causes contrairement aux indicateurs prédictifs. C'est pour cela que nous avons développé l'indicateur prédictif I-BIO. Il se distingue des autres modèles développés avec le logiciel DEXi (Demade, 2014; Hawes et al., 2019). En effet, nous avons séparé dans I-BIO ce qui relève de la biodiversité *per se* par rapport à la biodiversité comme support des SE, comme recommandé par Therond et al. (2017b). Une première originalité porte sur l'intégration des principaux groupes taxonomiques afin de couvrir la biodiversité globale. De plus, nous avons aussi ajouté un effet direct et indirect des pratiques agricoles en intégrant les interactions du réseau trophique. Cette originalité de notre indicateur peut réduire son pouvoir prédictif si les interactions ne sont pas bien définies.

Un autre indicateur prédictif innovant a été développé sur la thématique de la régulation du climat (via la variation de l'albédo). En effet, l'albédo a été intégré comme second facteur d'atténuation des GES même si dans le contexte champenois, sa contribution reste faible. En effet, l'albédo du sol est élevé à cause des sols de craie très clairs de la région. Se pose donc ici le problème d'un système de référence adéquat. L'amélioration principale à apporter à l'indicateur Albédo est de calculer l'albédo pour une succession culturale afin d'être cohérent lors de l'intégration de cette valeur au calcul du bilan carbone. En effet, le stockage de carbone retenu pour ce calcul est estimé pour une succession culturale et non une année culturale.

Concernant les pertes de phosphore, ce thème est peu traité dans les méthodes d'évaluation en milieu agricole (8% d'après la revue de Soulé et al., 2021). Il s'agit donc là aussi d'une nouvelle contribution.

1.5. Résultats

L'intégration des SE permet une évaluation plus fine des exploitations agricoles et d'aller plus loin que l'opposition classique agriculture biologique et agriculture conventionnelle. En effet, différents cas de figure ressortent au sein des exploitations en AC. Il est à noter que même dans le groupe des exploitations intensives, on observe des performances environnementales intéressantes pour certains thèmes. De fait, il y a parmi ces exploitations certaines avec des services écosystémiques potentiels élevés liés à la diversité des rotations des exploitations. Le contexte de la Champagne Crayeuse avec des débouchés pour différentes cultures, pomme de terre, betterave sucrière et aussi luzerne, favorise cette diversité des rotations. La question qui demeure est la transformation de ce SE potentiel en un service réellement utilisé par l'agriculteur. Par ailleurs, nous nous sommes centrés sur les rotations. D'autres éléments de la configuration spatio-temporelle jouent un rôle comme les éléments semi naturels, notamment dans la régulation des ravageurs (Courson et al., 2022).

La recherche d'exploitations présentant le meilleur compromis a permis d'en identifier une qui n'est pas une exploitation en AB mais en HVE. Nous n'avions pas posé d'hypothèse a priori sachant que l'AB pouvait présenter des faiblesses par rapport à la durabilité et notamment en grandes cultures (Colomb et al., 2013). En effet, celles-ci sont très performantes pour certains thèmes environnementaux tels que les contaminations par les pesticides ou les pertes en nitrate puisqu'elles n'utilisent pas de pesticide et privilégient les engrais organiques. Mais elles présentent des points faibles afférents à la production d'énergie ou au temps de travail. L'exploitation avec le meilleur compromis a de bonnes performances pour les 3 dimensions de la durabilité. Ce résultat dépend naturellement de la méthode utilisée et des indicateurs retenus qui peuvent influencer les résultats. Il serait intéressant d'appliquer la méthode d'agrégation de MASC pour voir si on retrouve des résultats analogues. La méthode MASC permettrait d'appliquer tous les indicateurs sélectionnés au départ, et non une liste restreinte dans notre cas, sans contrainte sur l'aspect quantitatif des indicateurs.

Cependant vue la taille de l'échantillon, les résultats restent à confirmer, notamment pour les exploitations en AB. En outre, il serait intéressant de refaire les analyses dans d'autres contextes agricoles et pédo climatiques et sur plusieurs années.

2. Aspects méthodologiques : présentation des innovations, des manques/biais et des perspectives d'amélioration.

2.1. Échelle spatiale

Nous avons travaillé avec une résolution fine (parcelle et exploitation) mais avec l'ambition d'aller au niveau supérieur (territoire). Les contraintes de temps ne nous ont pas permis de travailler à l'échelle territoriale. De plus, au vu de la taille de l'échantillon, l'étude territoriale aurait été limitée. Nous avons cependant pris en compte des facteurs explicatifs à l'échelle territoriale : pourcentage de forêt autour des parcelles, zone d'épandage du digestat et zones géographiques.

Concernant l'agrégation des résultats pour passer à une échelle supérieure, une première méthode est de calculer la moyenne des indicateurs au prorata des surfaces. Il s'agit donc d'une agrégation linéaire qui est pertinente si on ne prend pas en compte les processus externes ou latéraux entre les niveaux de résolution, tels que les transports physiques (eau, éléments polluants) pour les processus externes ou les thalweg pour les éléments amplificateurs latéraux (Bockstaller and Gilbert, 2019). Pour les impacts globaux comme les gaz à effet de serre, cela ne pose pas de problème d'effectuer une agrégation linéaire au prorata des surfaces des parcelles. En revanche si l'on étudie la qualité de l'eau d'un bassin versant, des processus externes tels que les processus de dégradation (zone dénitrifiante) ou les zones de compensation à très faible perte de nitrate sont à intégrer. De même pour la biodiversité, la connectivité écologique ou la distance entre habitats favorables sont à considérer. Dans ces cas-là, une agrégation hiérarchique basée sur l'ajout de facteurs liés à la position de la parcelle (ex : distance à l'exutoire du bassin) est requise. Ceci concerne notamment les indicateurs de risque de contamination des eaux de surface par les pesticides et de maîtrise de l'état structural du sol, pour lesquels la position de la parcelle influe beaucoup sur les impacts évalués par ces indicateurs. Pour la biodiversité, c'est déjà le cas dans l'indicateur I-BIO puisque celui-ci prend en compte des données sur le paysage autour de la parcelle sans pour autant aller jusqu'à l'agrégation au niveau paysager. Pour les impacts liés à la qualité du sol, qui se déterminent au niveau parcellaire, une approche statistique du type pourcentage de parcelles ayant dépassé un seuil est plus appropriée (Bockstaller and Gilbert, 2019).

2.2. Échelle temporelle : vers une approche dynamique

Notre méthode d'évaluation de la durabilité des écosystèmes agricoles couvre un grand nombre de thèmes environnementaux mais un de ses défauts et qu'elle est basée sur une approche statique, ne prenant en compte qu'une année de calculs. Or comme le soulignent Chopin et al. (2021), le développement de méthodes dynamiques d'évaluation de la durabilité permettrait d'obtenir des résultats fiables et pertinents. En effet, les résultats d'une année culturale ne sont pas toujours représentatifs des autres années. En effet, les événements climatiques extrêmes (gelées tardives ou fortes sécheresses) influencent les résultats mais également les directives européennes et les fluctuations des prix qui conditionnent les choix des agriculteurs en termes d'assolement et donc de rotations et de pratiques. Cela nous a conduits à revoir certains résultats en raison de rendements exceptionnellement bas pour certaines cultures. Le suivi sur 3 ans sur blé n'a cependant pas montré de fortes variations. Par ailleurs, les effets des changements de

pratiques ne sont souvent observables qu'après plusieurs années (Serée et al., 2020). Aussi, plusieurs méthodes et indicateurs intégrant cette approche dynamique ont été proposés dans la littérature scientifique. Magrini et Giambona (2022) ont évalué la durabilité de l'agriculture des pays de l'Union Européenne (UE) à l'aide d'un indicateur composite basé sur l'agrégation de 12 indicateurs de cause (ex : balance azotée) ou prédictifs (ex : émission de GES) couvrant les trois dimensions (économique, environnementale et sociale). Ces indicateurs ont été calculés chaque année pendant 17 ans dans plusieurs pays de l'UE. Ils ont ensuite tracé des trajectoires de durabilité pour chaque pays. Cette méthode serait intéressante à appliquer à l'échelle d'un territoire ou d'une exploitation afin d'évaluer si les trajectoires du territoire ou de l'exploitation sont favorables ou non la durabilité, une des limites restant le temps nécessaire à investir pour acquérir les données et calculer les indicateurs sur une aussi longue période. Il existe également des approches de modélisation du système agricole couplées à des calculs d'indicateurs, réalisées avec des modèles (Catarino et al., 2021; Sands and Podmore, 2000; Timma et al., 2020) ou des indicateurs de l'analyse de cycle de vie (Lan and Yao, 2019). Ces modèles offrent la possibilité de simuler différents scénarios économiques et climatiques tout en intégrant des changements dans les pratiques agricoles des agriculteurs. Une des contraintes majeures de ces modèles réside dans leur accessibilité, en effet leur utilisation requière davantage de compétences que les indicateurs développés dans cette thèse limitant leur diffusion au niveau des conseillers et des agriculteurs. En outre, l'interprétation des sorties des modèles n'est également pas aisée.

Une autre approche serait de calculer des indicateurs de résilience. Dans une revue sur la résilience, la robustesse et la stabilité, Urruty et al. (2016) ont identifié deux approches pour évaluer la résilience. La première approche consiste à étudier la variabilité de l'indicateur sur une échelle de temps, en réponse à des perturbation spécifiques et en calculant des indicateurs spécifiques (pente, écart type, temps de retour, Dardonville et al. 2021). Le jeu de données de Magrini et Giambona (2022) évoqué ci-dessus permettrait de calculer de tels indicateurs. La seconde approche est l'évaluation d'un potentiel à partir des caractéristiques du système calculé sur une année. C'est cette dernière qu'ont réalisée Zahm et al. (2019) pour évaluer la robustesse de l'exploitation agricole dans la méthode IDEA 4.

2.3. Choix d'échantillonnage

Concernant l'échantillonnage, la sélection des exploitations selon leurs cahiers des charges et type de production a permis d'analyser et de comparer les performances des exploitations agricoles mais des modifications pourraient être apportées à plusieurs niveaux. Tout d'abord pour le choix des cultures, certaines cultures ont été sélectionnées à deux reprises augmentant ainsi leur poids dans les analyses. C'est par exemple le cas de la pomme de terre pour une exploitation. Or cette culture de par son itinéraire technique assez spécifique (travail du sol important, traitements phytosanitaires fréquents) a des performances environnementales très faibles (IFT élevé, MESS, I-Phy et I-N faibles). L'intégration d'autres cultures mineures non prises en compte partout apporterait de la diversité à l'assolement global retenu. Faute de procédure automatique de saisie et de synchronisation des données dans les calculateurs Excel, nous avons dû sélectionner quelques parcelles représentatives des exploitations agricoles car il n'était pas possible de calculer les indicateurs sur toutes les parcelles. Par ailleurs, pour la question de l'effet année (variabilité interannuelle du rendement), cela a été fait sur la culture du blé sur trois ans.

On a ainsi corrigé les rendements de quelques parcelles afin d'éviter une chute trop brutale. Il aurait été intéressant d'intégrer d'autres cultures clés telles que la betterave sucrière, l'orge de printemps ou le colza afin de valider l'absence d'un effet année pour ces cultures pour la campagne 2019/2020. Concernant les rotations, nous avons choisi une rotation type par exploitation mais cela n'a pas été évident vu la complexité des successions culturales. Ceci entre en compte pour le calcul du stockage de C et les SE liés à la rotation. Une analyse de sensibilité aurait permis de valider le choix des rotations types. Il y a donc un décalage entre les indicateurs prenant en compte l'effet année et d'autres indicateurs calculés à l'année. C'est une faiblesse majeure de la méthode. Enfin, concernant les cahiers des charges, la faible proportion d'exploitations en agriculture biologique limite les conclusions sur les performances de ce type d'exploitations même si les tendances observées sont très favorables sur le plan environnemental.

2.4. Choix et construction des indicateurs

Nous avons fait le choix de nous appuyer sur la méthode MASC 2.0 (Craheix et al., 2012) pour sélectionner les indicateurs de la méthode d'évaluation de la durabilité. Nous ne reviendrons pas sur les indicateurs développés en dehors de cette thèse qui ont été pour une grande partie discutés dans les publications les présentant mais nous nous repenchons sur certains indicateurs innovants.

Pour l'indicateur Pertes en phosphore (PP), nous avons développé un modèle opérationnel, encore une fois statique croisant les principaux facteurs déterminant l'impact. Le modèle APLE pour Annual Phosphorus Loss Estimator développé par Vadas et ses collaborateurs en 2009 va beaucoup plus loin dans la modélisation des pertes en phosphore au niveau de la parcelle et dans les dynamiques du phosphore dans le sol. Concernant les propriétés du sol, leur modèle intègre deux couches de sol et prend en compte pour chaque couche : la profondeur du sol, le taux en phosphore, le taux d'argile et le taux en MO. Le pH et le taux de calcaire ne sont pris en compte dans aucun des deux modèles or ces deux paramètres jouent sur la disponibilité du phosphore pour la plante. L'indicateur PP ne considère que la couche superficielle du sol et n'intègre que le taux de MO. Relatif aux facteurs de transport, les variables suivantes ont été retenues pour le modèle APLE : les précipitations annuelles, la lixiviation annuelle et la perte de sédiment. Pour l'indicateur PP, nous nous sommes limités à un facteur de risque d'érosion au niveau de la parcelle. En outre, une particularité du modèle APLE est qu'il intègre des variables relatives aux productions végétale et animale : taux d'assimilation du P par la culture et chargement animal sur prairie. Enfin, il distingue les périodes d'apport de phosphore en fonction des quatre saisons de l'année et différencie le type de fertilisation apportée (organique ou minérale). L'ensemble de ces variables supplémentaires rend la modélisation de la dynamique du phosphore possible et notamment les phénomènes de stratification du phosphore dans les diverses couches du sol. Les données et le temps requis pour compléter le calculateur Excel d'APPLE sont cependant trop importantes pour notre objectif qui était d'estimer les pertes en phosphore au niveau d'une parcelle. Le modèle APLE est intéressant à utiliser pour aller plus loin dans la compréhension des phénomènes lorsque l'on constate un problème sur cette thématique avec l'indicateur PP.

Enfin pour l'indicateur I-BIO, nous avons noté quelques propositions d'amélioration suite à des échanges avec deux chercheurs du réseau 500 ENI. La première proposition porte sur

l'intégration d'un effet prairie de 2 ou 3 ans dont l'effet positif est avéré pour les vers de terre même lorsqu'un labour est réalisé après (communication personnelle). La deuxième proposition touche les produits phytosanitaires, il est pertinent de distinguer les fongicides et les molluscicides des herbicides, regroupés dans une même catégorie pour les invertébrés et les vertébrés, car les premiers impactent davantage ces organismes que les herbicides. La troisième proposition concerne la connectivité entre les habitats (trames vertes) qui a un rôle capital pour la circulation des espèces (Hendrickx et al., 2007; Manneville et al., 2016). Manneville et al. (2014) ont développé une méthode opérationnelle utilisant Google Map pour estimer la densité des éléments semi-naturels dans le paysage. Cela demande toutefois un effort cartographique conséquent et le calcul d'autres indicateurs.

2.5. Prise en compte des dimensions économiques et sociales

Le projet de thèse étant assez ambitieux, les dimensions économique et sociale de la durabilité ont été succinctement évaluées dans cette thèse principalement par manque de temps, et de compétences sur le volet social pour améliorer de nouveaux indicateurs. Il n'y a pas eu de développement de nouveaux indicateurs mais nous avons employé des indicateurs largement utilisés. Concernant le volet économique, 5 indicateurs ont été calculés via l'outil SYSTERRE® (la production d'énergie brute, le coût des carburants, les charges de mécanisation, la marge brute et l'efficacité des intrants). Ces indicateurs donnent une première idée de la durabilité économique des exploitations agricoles mais ne traite pas complètement cette thématique. Pour la rentabilité des exploitations, la marge semi-nette serait un meilleur indicateur de la rentabilité à court terme du système de culture pour l'agriculteur. Elle intègre les charges liées à la mécanisation en plus des charges opérationnelles. En effet, un changement de pratiques culturales peut impliquer d'investir dans du nouveau matériel pouvant augmenter les charges de mécanisation qui ne sont pas intégrées dans le calcul de la marge brute. Dans un contexte de volatilité des prix, il est ensuite intéressant de calculer la sensibilité de la rentabilité (Lechenet et al., 2017). La viabilité est aussi une composante de la durabilité économique importante à évaluer. Pour ce faire, on peut calculer la capacité d'investissement de l'exploitation agricole ainsi que son autonomie (Vasileiadis et al., 2017). Enfin, on peut se pencher sur la transmissibilité et l'efficacité globale de l'exploitation agricole, présents dans la méthode IDEA v.4 (Zahm et al., 2019).

En ce qui concerne la durabilité sociale, un seul indicateur a été calculé : le temps de travail. Or, la méthode MASC 2.0 (Craheix et al., 2012) et la méthode IDEA v.4 (Zahm et al., 2019) proposent plusieurs indicateurs sur cette thématique. Ainsi, trouve-t-on dans la première méthode des indicateurs relatifs à la satisfaction des attentes de l'agriculteur telles que la facilité de mise en œuvre (complexité des itinéraires techniques, temps de veille technico-économique) ou la qualité des conditions de travail (surcharge de travail, difficulté physique et risque pour la santé de l'applicateur). Il y a aussi des indicateurs sur la satisfaction des attentes de la société (ex. contribution à l'emploi). La dimension sociale de la méthode IDEA est davantage orientée sur les liens entre le territoire et la société. Il y a par exemple des indicateurs sur l'alimentation (contribution à l'équilibre alimentaire mondiale, les pertes et gaspillages), des indicateurs sur le développement local et l'économie circulaire (ex. valorisation des ressources locales, services marchands au territoire, la gestion des déchets non organiques) ainsi que des indicateurs afférents à l'éthique et au développement humain (ex. démarche de transparence, qualité de vie,

isolement). L'indicateur « services marchands au territoire » fait écho au nouvel indicateur développé par les Greniers d'abondance pour évaluer la résilience alimentaire des territoires, la proximité aux commerces alimentaires (Les Greniers d'abondance, 2022).

2.6. La suite ? Et si on voulait agréger.

Nous n'avons pas travaillé sur l'agrégation des divers thèmes afin d'obtenir une note globale de la durabilité des exploitations agricoles. Cependant, de nombreuses méthodes d'agrégation existent (Bockstaller et al., 2017) : i) les méthodes basées sur l'optimisation qui suppose l'existence d'un optimum, ce qui n'est pas forcément le cas et repose sur des indicateurs quantitatifs, ii) des indicateurs composites reposant sur l'agrégation en une seule valeur, un critère unique de synthèse qui posent des problèmes de compensation entre valeurs, iii) sur des modèles mixtes (DEXi, CONTRA) qui consistent en des arbres de décision basés sur des règles de décision « si alors » telles que DEXi ou CONTRA. Ceux-ci sont intéressants car ils permettent de traiter des informations quantitatives et qualitatives tout en étant assez facile à comprendre de par leurs règles linguistiques. Par rapport aux arbres de décision classiques utilisant la logique booléenne (oui/non), la méthode CONTRA permet de s'affranchir des effets de seuils grâce à la logique floue,) il existe aussi des méthodes de surclassement (Electre, Prométhée, ...) qui effectuent une agrégation partielle en comparant deux à deux les éléments à évaluer pour un ensemble d'indicateurs. Le surclassement implique qu'un élément présente des valeurs d'indicateurs supérieures ou égales pour une majorité d'indicateurs sans que les autres n'affichent une valeur inférieure inacceptable.

3. Application et utilisation des résultats

À l'issue de cette thèse, nous ne fournissons pas de méthode « clé en main » avec un outil doté d'une interface mais un prototype. En effet, le calcul des indicateurs se fait avec une série de fichiers. L'idéal serait de créer un pont informatique avec l'outil Systerre®. Ceci a déjà été évoqué avec les concepteurs de Systerre® mais reste pour l'instant au stade d'idée. Toutefois, les concepteurs peuvent dès à présent utiliser le cadre théorique et le cadre conceptuel de notre méthode afin de mieux choisir et organiser les indicateurs et ainsi éviter de proposer une liste unique d'indicateurs mélangeant services écosystémiques et impacts.

De plus, le cadre d'analyse IE/SE peut être mobilisé pour identifier des situations où le SE est assez élevé et l'IE faible. À noter qu'ici, on reste au niveau des SE potentiels, sans aller aussi loin que Dardonville et al. (2022) qui ont regardé les SE utilisés. Enfin, ce cadre d'analyse a été mise en œuvre en utilisant des seuils relatifs (centre de l'amplitude du jeu de données utilisé), ce qui rend les résultats très dépendants de l'échantillon et du contexte. Il serait intéressant d'appliquer la méthode en utilisant des seuils absolus, ce qui a été le cas pour le bilan C. À ce sujet, plusieurs options sont envisageables : recourir à des seuils absolus ou à des seuils relatifs i.e. en comparant à un échantillon local/régional. Cette question des seuils dépend aussi de la disponibilité de données.

Conclusion générale et perspectives

L'objectif général de la thèse était de contribuer au renouvellement de l'évaluation de la durabilité environnementale des exploitations agricoles d'un territoire afin d'évaluer conjointement des services écosystémiques, des impacts environnementaux et des performances économiques et identifier des compromis.

Le premier chapitre a posé les bases de réflexion pour le développement de la nouvelle méthode en fournissant un état de l'art des méthodes d'évaluation de la durabilité environnementale en milieu agricole. Cette revue s'est démarquée de précédentes revues par la description approfondie des méthodes et par son ampleur inédite (taille d'échantillon). Elle a ainsi mis en lumière la grande richesse lexicale du domaine de l'évaluation de la durabilité, le manque de structuration des indicateurs mobilisés dans les méthodes ainsi que la très faible intégration des indicateurs de services écosystémiques dans ce type de méthode. Enfin, ce travail a aussi souligné la faible utilisation d'indicateurs prédictifs pour l'évaluation environnementale.

Ces divers constats ont guidé la réflexion et les choix méthodologiques pour l'élaboration de la nouvelle méthode d'évaluation de la durabilité (chapitre 2). Dans un premier temps, nous avons établi un cadre théorique positionnant différents concepts en partant de ceux d'impact (négatif) ou d'avantage (positif) et de service écosystémique, en reliant les premiers aux activités anthropiques et les seconds aux processus écologiques des écosystèmes agricoles. Mais un point important est que les SE de régulation sont en fait des déterminants des impacts et des avantages. Ce constat nous a conduit à proposer un cadre analytique pour évaluer conjointement deux à deux les impacts environnementaux et les services écosystémiques afin d'identifier des synergies et des antagonismes entre eux. L'état de l'art nous a aidé à sélectionner la méthode présentant le cadre conceptuel le plus complet (méthode MASC 2.0) pour construire le cadre conceptuel de notre méthode, en le limitant aux impacts et aux avantages liés aux SE et en élargissant par ailleurs la gamme des thèmes. De nouveaux indicateurs d'impacts environnementaux et de services écosystémiques ont ainsi été développés afin d'évaluer de concert ces indicateurs sur les principaux thèmes environnementaux.

La mise en œuvre de la méthode d'évaluation de la durabilité sur le cas d'étude en Champagne crayeuse (chapitre 3) a montré la plus-value de la méthode par la caractérisation plus fine des différents types d'exploitation. En effet, les résultats ont mis en évidence d'autres profils d'exploitations que l'opposition classique agriculture biologique *versus* agriculture conventionnelle. De fait, certaines exploitations ont des niveaux de services écosystémiques potentiels élevés mais ne se démarquent pas sur les performances environnementales. Pour finir, l'analyse plus fine par cahier des charges donne des pistes de progression pour le référentiel HVE ainsi que pour le cahier des charges en agriculture biologique. Tous ces résultats seraient à confirmer sur un échantillon plus grand, notamment pour les exploitations en AB et sur plusieurs années.

Ainsi ce travail a fait bien plus qu'ajouter une méthode d'évaluation au paysage foisonnant de l'évaluation de la durabilité de par le cadre théorique, une méthode originale, sa production de connaissances conduisant à un regard plus nuancé des exploitations agricoles. Afin

d'approfondir ces travaux, une étude à l'échelle territoriale intégrant la diversité des modes de gestion des cultures et des infrastructures agroécologiques serait pertinente pour les enjeux relatifs à la qualité de l'eau, la qualité de l'air ou la conservation de la biodiversité. Par ailleurs, l'application de cette méthode d'évaluation de la durabilité dans d'autres situations de production (contexte pédoclimatique, système de production, ...) et avec davantage d'indicateurs des dimensions économique et sociale est primordiale pour accompagner les agriculteurs dans la transition agroécologique. Ceci nécessiterait un travail d'informatisation adéquat pour éviter des doubles saisies via des procédures d'interopérabilité entre système d'information collectant les données des agriculteurs et calculateurs d'indicateurs.

Bibliographie

- Abdallah, A.M., Jat, H.S., Choudhary, M., Abdelaty, E.F., Sharma, P.C., Jat, M.L., 2021. Conservation agriculture effects on soil water holding capacity and water-saving varied with management practices and agroecological conditions: A review. *Agronomy* 11. <https://doi.org/10.3390/agronomy11091681>
- Acosta-Alba, I., Chia, E., Andrieu, N., 2019. The LCA4CSA framework: Using life cycle assessment to strengthen environmental sustainability analysis of climate smart agriculture options at farm and crop system levels. *Agric. Syst.* 171, 155–170. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.02.001>
- Acosta-Alba, I., Van der Werf, H., 2011. The Use of Reference Values in Indicator-Based Methods for the Environmental Assessment of Agricultural Systems. *Sustainability* 3, 424–442. <https://doi.org/10.3390/su3020424>
- Adelhart Toorop, R., Ceccarelli, V., Bijarniya, D., Jat, M.L., Jat, R.K., Lopez-Ridaura, S., Groot, J.C.J., 2020. Using a positive deviance approach to inform farming systems redesign: A case study from Bihar, India. *Agric. Syst.* 185, 102942. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2020.102942>
- Adeux, G., Munier-jolain, N., Meunier, D., Farcy, P., Carlesi, S., Barberi, P., 2019. Diversified grain-based cropping systems provide long-term weed control while limiting herbicide use and yield losses.
- Agro-Transfert, Ressources, Territoires, 2009. Méthode de calcul des indicateurs DAE-G.
- Aguilar-Gómez, C.R., Arteaga-Reyes, T.T., Gómez-Demetrio, W., Ávila-Akerberg, V.D., Pérez-Campuzano, E., 2020. Differentiated payments for environmental services: A review of the literature. *Ecosyst. Serv.* 44. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101131>
- Aguilera, E., Díaz-Gaona, C., García-Laureano, R., Reyes-Palomo, C., Guzmán, G.I., Ortolani, L., Sánchez-Rodríguez, M., Rodríguez-Estévez, V., 2020. Agroecology for adaptation to climate change and resource depletion in the Mediterranean region. A review. *Agric. Syst.* 181, 102809. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2020.102809>
- Albo, Y., Lanir, J., Bak, P., Rafaeli, S., 2016. Off the Radar: Comparative Evaluation of Radial Visualization Solutions for Composite Indicators. *IEEE Trans. Vis. Comput. Graph.* 22, 569–578. <https://doi.org/10.1109/TVCG.2015.2467322>
- Alkan Olsson, J., Bockstaller, C., Stapleton, L., Knapen, R., Therond, O., Turpin, N., Geniaux, G., Bellon, S., Pinto Correia, T., Bezlepkina, I., Taverne, M., Ewert, F., 2009. Indicator frameworks supporting ex-ante impact assessment of new policies for rural systems; a critical review of a goal oriented framework and its indicators. *Environ. Sci. Policy* 12, 562–572.
- Alkan Olsson, Johanna, Bockstaller, C., Stapleton, L.M., Ewert, F., Knapen, R., Therond, O., Geniaux, G., Bellon, S., Correia, T.P., Turpin, N., Bezlepkina, I., 2009. A goal oriented indicator framework to support integrated assessment of new policies for agri-environmental systems. *Environ. Sci. Policy* 12, 562–572. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.01.012>
- Alletto, L., Coquet, Y., Benoit, P., Heddad, D., Barriuso, E., 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soils . A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 367–400.

- Andrade, C., Villers, A., Balent, G., Bar-Hen, A., Chadoeuf, J., Cyllly, D., Cluzeau, D., Fried, G., Guillocheau, S., Pillon, O., Porcher, E., Tressou, J., Yamada, O., Lenne, N., Jullien, J., Monestiez, P., 2021. A real-world implementation of a nationwide, long-term monitoring program to assess the impact of agrochemicals and agricultural practices on biodiversity. *Ecol. Evol.* 11, 3771–3793. <https://doi.org/10.1002/ece3.6459>
- Angevin, F., Fortino, G., Bockstaller, C., Pelzer, E., Messéan, A., 2017. Assessing the sustainability of crop production systems: Toward a common framework? *Crop Prot.* 97, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.11.018>
- ARVALIS - Institut du végétal, 2008. Systerre.
- ARVALIS Institut du végétal, 2013. SYSTERRE - Méthode de calcul d'indicateurs 1–16.
- Aubert, P.-M., Poux, X., Iddri, A.), 2021. La certification Haute Valeur Environnementale dans la PAC : enjeux pour une transition agroécologique réelle.
- Auzet, V., 1987. L'érosion des sols cultivés en France sous l'action du ruissellement 529–556.
- Babí Almenar, J., Elliot, T., Rugani, B., Philippe, B., Navarrete Gutierrez, T., Sonnemann, G., Geneletti, D., 2021. Nexus between nature-based solutions, ecosystem services and urban challenges. *Land use policy* 100, 104898. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104898>
- Babuška, R., Verbruggen, H., 2003. Neuro-fuzzy methods for nonlinear system identification. *Annu. Rev. Control* 27 I, 73–85. [https://doi.org/10.1016/S1367-5788\(03\)00009-9](https://doi.org/10.1016/S1367-5788(03)00009-9)
- Badampudi, D., Wohlin, C., Petersen, K., 2015. Experiences from using snowballing and database searches in systematic literature studies. *ACM Int. Conf. Proceeding Ser.* 27–29-April. <https://doi.org/10.1145/2745802.2745818>
- Bailey, D., Schmidt-Entling, M.H., Eberhart, P., Herrmann, J.D., Hofer, G., Kormann, U., Herzog, F., 2010. Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *J. Appl. Ecol.* 47, 1003–1013. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01858.x>
- Bailey, G.W., White, J.L., 1970. Factors influencing the adsorption , desorption , By, in: *Single Pesticide Volume: The Triazine Herbicides*. New York, pp. 29–92.
- Bailey, K.L., Lazarovits, G., 2003. Suppressing soil-borne diseases with residue management and organic amendments. *Soil Tillage Res.* 72, 169–180. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00086-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00086-2)
- Balmford, A., Green, R.E., Scharlemann, J.P.W., 2005. Sparing land for nature: Exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Glob. Chang. Biol.* 11, 1594–1605. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001035.x>
- Bar-On, Y.M., Phillips, R., Milo, R., 2018. The biomass distribution on Earth. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115, 6506–6511. <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115>
- Bare, J., Gloria, T., Norris, G., 2006. Development of the Method and U.S. Normalization Database for Life Cycle Impact Assessment and Sustainability Metrics. <https://doi.org/10.1021/es052494b>
- Barot, S., Yé, L., Abbadie, L., Blouin, M., Frascaria, N., 2017. Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering. *Ecol. Eng.* 99, 486–495.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.071>

- Bartolini, F., Bazzani, G.M., Gallerani, V., Raggi, M., Viaggi, D., 2007. The impact of water and agriculture policy scenarios on irrigated farming systems in Italy: An analysis based on farm level multi-attribute linear programming models. *Agric. Syst.* 93, 90–114. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2006.04.006>
- Bartual, A.M., Sutter, L., Bocci, G., Moonen, A.C., Cresswell, J., Entling, M., Giffard, B., Jacot, K., Jeanneret, P., Holland, J., Pfister, S., Pintér, O., Veromann, E., Winkler, K., Albrecht, M., 2019. The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 279, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.009>
- Beaudoin, N., Saad, J.K., Van Laethem, C., Machet, J.M., Maucorps, J., Mary, B., 2005. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111, 292–310. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.06.006>
- Bell, Simon, Morse, S., 2001. Breaking through the glass ceiling: Who really cares about sustainability indicators? *Local Environ.* 6, 291–309. <https://doi.org/10.1080/13549830120073284>
- Bender, S.F., Wagg, C., van der Heijden, M.G.A., 2016. An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineering for Agricultural Sustainability. *Trends Ecol. Evol.* 31, 440–452. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.016>
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A.C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 42, 261–269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol. Lett.* 12, 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Benton, T.G., Bailey, R., 2019. The paradox of productivity: Agricultural productivity promotes food system inefficiency. *Glob. Sustain.* 2, 1–8. <https://doi.org/10.1017/sus.2019.3>
- Bergez, J.-E., Béthinger, A., Bockstaller, C., Cederberg, C., Ceschia, E., Guilpart, N., Lange, S., Müller, F., Reidsma, P., Riviere, C., Schader, C., Therond, O., van der Werf, H.M.G., 2022. Integrating agri-environmental indicators, ecosystem services assessment, life cycle assessment and yield gap analysis to assess the environmental sustainability of agriculture. *Ecol. Indic.* 141, 109107. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2022.109107>
- Berroterán, J.L., Zinck, J.A., 1997. Indicators of Agricultural Sustainability at the National Level: A Case Study of Venezuela.
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tscharntke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 273, 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S.,

- Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., Van Wingerden, W.K.R.E., Zobel, M., Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: A pan-European study. *J. Appl. Ecol.* 45, 141–150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>
- Binder, C.R., Feola, G., Steinberger, J.K., 2010. Considering the normative, systemic and procedural dimensions in indicator-based sustainability assessments in agriculture. *Environ. Impact Assess. Rev.* 30, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2009.06.002>
- Binder, C.R., Schmid, A., Steinberger, J.K., 2012. Sustainability solution space of the Swiss milk value added chain. *Ecol. Econ.* 83, 210–220. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.06.022>
- Bissonnais, Y. Le, Dubreuil, N., Daroussin, J., 2004. Modélisation et cartographie de l'aléa d'érosion des sols à l'échelle régionale, exemple du département de l'Aisne. *Étude Gest. des Sols* 11, pp.307–322.
- Bitew, Y., Abera, M., 2019. Conservation agriculture based annual intercropping system for sustainable crop production: A review. *Indian J. Ecol.* 46, 235–249.
- Bjørn, A., Diamond, M., Owsianiak, M., Verzat, B., Hauschild, M.Z., 2015. Strengthening the link between life cycle assessment and indicators for absolute sustainability to support development within planetary boundaries. *Environ. Sci. Technol.* 49, 6370–6371. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02106>
- Blanco-Canqui, H., 2018. Cover crops and water quality. *Agron. J.* 110, 1633–1647. <https://doi.org/10.2134/AGRONJ2018.02.0077>
- Blanco-Canqui, H., Ruis, S.J., 2018. No-tillage and soil physical environment. *Geoderma* 326, 164–200. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.011>
- Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., Murray, A.W.A., Murray, K.A., Robertson, P.A., 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* (Lond. 1859). 146, 131–143. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00347.x>
- Bøckman, O.C., 1997. Fertilizers and biological nitrogen fixation as sources of plant nutrients: Perspectives for future agriculture. *Plant Soil* 194, 11–14. https://doi.org/10.1007/978-94-011-5744-5_2
- Bockstaller, C., Beauchet, S., Manneville, V., Amiaud, B., Botreau, R., 2017. A tool to design fuzzy decision trees for sustainability assessment. *Environ. Model. Softw.* 97, 130–144. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.011>
- Bockstaller, C., Feschet, P., Angevin, F., 2015. Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. *OCL - Oilseeds fats* 22. <https://doi.org/10.1051/ocl/2014052>
- Bockstaller, C., Gilbert, M., 2019. Le changement de niveau d'organisation dans l'évaluation de la durabilité des systèmes et territoires agricoles: Contribution à l'élaboration d'un guide méthodologique.
- Bockstaller, C., Girardin, P., 2010. Mode de calcul des indicateurs agri-environnementaux de la méthode INDIGO ®. Colmar.
- Bockstaller, C., Girardin, P., 2003. How to validate environmental indicators. *Agric. Syst.* 76, 639–

653. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00053-7](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00053-7)

- Bockstaller, C, Guichard, L., Keichinger, O., Girardin, P., Galan, M.B., Gaillard, G., 2009. Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 223–235. <https://doi.org/doi:10.1051/agro:2008058>
- Bockstaller, Christian, Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., Plantureux, S., 2009. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems: A review. *Sustain. Agric.* 28, 725–738. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8_44
- Bockstaller, C, Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., Plantureux, S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 28, 139–149. <https://doi.org/doi:10.1051/agro:2007052>
- Bockstaller, C., Lassere-Joulin, F., Meiss, H., Sausse, C., van der Werf, H., Denoirjean, T., Ranjard, L., Angevin, F., Manneville, V., Michel, N., Tosser, V., Plantureux, S., 2019. Les indicateurs de biodiversité pour accompagner les agriculteurs : embarras du choix ou pénurie ? *Innov. Agron.* 75, 73–86.
- Bockstaller, C., Lasserre-Joulin, F., Slezack-Deschaumes, S., Piutti, S., Villerd, J., Amiaud, B., Plantureux, S., 2011. Assessing biodiversity in arable farmland by means of indicators: An overview. *OCL - Ol. Corps Gras Lipides* 18, 137–144. <https://doi.org/10.1684/ocl.2011.0381>
- Bockstaller, C., Sirami, C., Sheeren, D., Keichinger, O., Arnaud, L., Favreau, A., Angevin, F., Laurent, D., Marchand, G., De Laroche, E., Ceschia, E., 2021. Apports de la télédétection au calcul d'indicateurs agri-environnementaux au service de la PAC, des agriculteurs et porteurs d'enjeu. *Innov. Agron.* 83, 43–59.
- Bohanec, M., 2009. DEXi : Program for Multi-Attribute Decision Making User's Manual. Evaluation 13100.
- Bonisoli, L., Galdeano-Gómez, E., Piedra-Muñoz, L., 2018. Deconstructing criteria and assessment tools to build agri-sustainability indicators and support farmers' decision-making process. *J. Clean. Prod.* 182, 1080–1094. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.055>
- Bossel, H., 2000. Policy assessment and simulation of actor orientation for sustainable development. *Ecol. Econ.* 35, 337–355. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00218-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00218-4)
- Boyle, M., Frankenberger, W.T., Stolzy, L.H., 1989. The Influence of Organic Matter on Soil Aggregation and Water Infiltration. *J. Prod. Agric.* 2, 290–299. <https://doi.org/10.2134/jpa1989.0290>
- Brisson, N., Beaudoin, N., Mary, B., Launay, M., 2009. Conceptual Basis, Formalisations and Parameterization of the Stics Crop Model, Quae. ed.
- Bruun, H.H., Brunbjerg, A.K., Dalby, L., Fløjgaard, C., Frøslev, T.G., Haarder, S., Heilmann-Clausen, J., Høye, T.T., Læssøe, T., Ejrnæs, R., 2022. Simple attributes predict the value of plants as hosts to fungal and arthropod communities. *Oikos* 1–11. <https://doi.org/10.1111/oik.08823>
- Buckingham, D.L., Giovannini, P., Peach, W.J., 2015. Manipulating grass silage management to boost reproductive output of a ground-nesting farmland bird. *Agric. Ecosyst. Environ.* 208, 21–28. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.018>
- Buckwell, A., Uhre, A.N., Annabelle, W., Jana, P., Blum, W., Schiefer, J., Lair, G.J., Heissenhuber, A.,

- Schießl, P., Krämer, C., Haber, W., 2014. Sustainable Intensification of European Agriculture A review sponsored by the RISE Foundation The. RISE Found. 98. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.1997.tb00699.x>
- Buczko, U., Kuchenbuch, R.O., 2010. Environmental Indicators to Assess the Risk of Diffuse Nitrogen Losses from Agriculture. *Environ. Manage.* 45, 1201–1222. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9448-8>
- Buczko, U., Kuchenbuch, R.O., 2007. Review Article: Phosphorus indices as risk-assessment tools in the U.S.A. and Europe - A review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 170, 445–460. <https://doi.org/10.1002/jpln.200725134>
- Butault, J.-P., Dedryver, C.A., Gary, C., Guichard, L., Jacquet, F., Meynard, J.M., Nicot, P., Pitrat, M., Reau, R., Sauphanor, B., Savini, I., Volay, T., 2010. Ecophyto R&D. Quelles voies pour réduire l'usage des pesticides ? Synthèse du rapport d'étude,. INRA Editeur, France.
- Campbell, B.M., Beare, D.J., Bennett, E.M., Hall-Spencer, J.M., Ingram, J.S.I., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J.A., Shindell, D., 2017. Agriculture production as a major driver of the earth system exceeding planetary boundaries. *Ecol. Soc.* 22. <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>
- Candelaria-Martínez, B., Ruiz-Rosado, O., Pérez-Hernández, P., Gallardo-López, F., Vargas-Villamil, L., Martínez-Becerra, Á., Flota-Bañuelos, C., 2014. Sustentabilidad de los agroecosistemas de la microcuenca Paso de Ovejas 1, Veracruz, México. *Cuad. Desarro. Rural* 11, 87–104. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.CDR11-73.sdam>
- Carpani, M., Bergez, J.E., Monod, H., 2012. Sensitivity analysis of a hierarchical qualitative model for sustainability assessment of cropping systems. *Environ. Model. Softw.* 27–28, 15–22. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.10.002>
- Carrer, D., Pique, G., Ferlicoq, M., Ceamanos, X., Ceschia, E., 2018. What is the potential of cropland albedo management in the fight against global warming? A case study based on the use of cover crops. *Environ. Res. Lett.* 13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aab650>
- Castoldi, N., Bechini, L., 2010. Integrated sustainability assessment of cropping systems with agro-ecological and economic indicators in northern Italy. *Eur. J. Agron.* 32, 59–72. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2009.02.003>
- Catarino, R., Therond, O., Berthomier, J., Miara, M., Mérot, E., Misslin, R., Vanhove, P., Villerd, J., Angevin, F., 2021. Fostering local crop-livestock integration via legume exchanges using an innovative integrated assessment and modelling approach based on the MAELIA platform. *Agric. Syst.* 189. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103066>
- Ceschia, E., Béziat, P., Dejoux, J.F., Aubinet, M., Bernhofer, C., Bodson, B., Buchmann, N., Carrara, A., Cellier, P., Di Tommasi, P., Elbers, J.A., Eugster, W., Grünwald, T., Jacobs, C.M.J., Jans, W.W.P., Jones, M., Kutsch, W., Lanigan, G., Magliulo, E., Marloie, O., Moors, E.J., Moureaux, C., Oliso, A., Osborne, B., Sanz, M.J., Saunders, M., Smith, P., Soegaard, H., Wattenbach, M., 2010. Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139, 363–383. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.020>
- Charbonnier, R., Mawois, M., Bockstaller, C., Soulé, E., 2021. Evaluation multicritère de la durabilité environnementale de grandes cultures en Champagne crayeuse.

- Charles, R., Cholley, E., Frei, P., Mascher, F., 2011. Maladies et rendement du ble d'automne : influence du système de culture. *Rech. Agron. Suisse* 2, 264–271.
- Chien, S.H., Prochnow, L.I., Tu, S., Snyder, C.S., 2010. Agronomic and environmental aspects of phosphate fertilizers varying in source and solubility: an update review. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 2010 892 89, 229–255. <https://doi.org/10.1007/S10705-010-9390-4>
- Chopin, P., Mubaya, C.P., Descheemaeker, K., Öborn, I., Bergkvist, G., 2021. Avenues for improving farming sustainability assessment with upgraded tools, sustainability framing and indicators. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 41. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00674-3>
- Chrétien, T., 2018. Caractérisation de l'aptitude des sols au réchauffement au cours du printemps.
- Christel, A., Maron, P.-A., Ranjard, L., 2021. Impact of farming systems on soil ecological quality: a meta-analysis. *Environ. Chem. Lett.* 2021 1, 1–23. <https://doi.org/10.1007/S10311-021-01302-Y>
- Cinelli, M., Spada, M., Kim, W., Zhang, Y., Burgherr, P., 2020. MCDA Index Tool: an interactive software to develop indices and rankings. *Environ. Syst. Decis.* <https://doi.org/10.1007/s10669-020-09784-x>
- Clergue, B., Amiaud, B., Pervanchon, F., Lasserre-Joulin, F., Plantureux, S., 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomie* 25, 1–15. <https://doi.org/10.1051/agro>
- Clivot, H., Mary, B., Valé, M., Cohan, J.-P., Champolivier, L., Piraux, F., Laurent, F., Justes, E., 2017. Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* 111, 44–59. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2017.03.010>
- Clivot, H., Mouny, J.C., Duparque, A., Dinh, J.L., Denoroy, P., Houot, S., Vertès, F., Trochard, R., Bouthier, A., Sagot, S., Mary, B., 2019. Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Environ. Model. Softw.* 118, 99–113. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004>
- Clough, Y., Kirchweger, S., Kantelhardt, J., 2020. Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes. *Conserv. Lett.* 13, 1–12. <https://doi.org/10.1111/conl.12752>
- CNCE, 2022. Révision du référentiel Haute Valeur Environnementale.
- Colomb, B., Carof, M., Aveline, A., Bergez, J.-E., 2013. Stockless organic farming: strengths and weaknesses evidenced by a multicriteria sustainability assessment model Stockless organic farming: strengths and weaknesses evidenced by a multicriteria sustainability assessment model. *Agronomy for Sustainable Development*, Springer Verlag/EDP Sciences/INRA Stockless organic farming: strengths and weaknesses evidenced by a multicriteria sustainability assessment model 33, 593–608. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0126-5>
- COMIFER, 2013. Calcul de la fertilisation azotée - Cultures annuelles et prairies.
- Constancias, F., Terrat, S., Saby, N.P.A., Horrigue, W., Villerd, J., Guillemin, J.-P., Biju-Duval, L.,

- Nowak, V., Dequiedt, S., Ranjard, L., Chemidlin Prévost-Bouré, N., 2015. Mapping and determinism of soil microbial community distribution across an agricultural landscape. *Microbiologyopen* 4, 505–517. <https://doi.org/10.1002/mbo3.255>
- Cordeau, S., 2022. Conservation Agriculture and Agroecological Weed Management. *Agronomy* 12. <https://doi.org/10.3390/agronomy12040867>
- Cordell, D., Drangert, J.O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Glob. Environ. Chang.* 19, 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van Den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Coteur, I., Marchand, F., Debruyne, L., Lauwers, L., 2019. Structuring the myriad of sustainability assessments in agri-food systems: A case in Flanders. *J. Clean. Prod.* 209, 472–480. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.10.066>
- Coudrain, V., Hedde, M., Chauvat, M., Maron, P.-A., Bourgeois, E., Mary, B., Léonard, J., Ekelund, F., Villenave, C., Recous, S., 2016. Temporal differentiation of soil communities in response to arable crop management strategies. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00026-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00026-2)
- Courson, E., Petit, S., Poggi, S., Ricci, B., 2022. Agriculture , Ecosystems and Environment Weather and landscape drivers of the regional level of pest occurrence in arable agriculture : A multi-pest analysis at the French national scale. *Agric. Ecosyst. Environ.* 338, 108105. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108105>
- Couturier, C., Charru, M., Doublet, S., Pointereau, P., 2016. Le scénario Afterres2050.
- Craheix, D., Angevin, F., Bergez, J.-E., Bockstaller, C., Colomb, B., Guichard, L., Reau, R., Sadok, W., Doré, T., 2011. MASC 2.0, Un outil pour l'analyse de la contribution des systèmes de culture au développement durable. Jeu complet de fiches critères de MASC 2.0. INRA - AgroParisTech-GIS GC HP2E, 133p.
- Craheix, D., Angevin, F., Bergez, J., Bockstaller, C., Colomb, B., Guichard, L., Reau, R., Doré, T., 2012. MASC 2.0, un outil d'évaluation multicritère pour estimer la contribution des systèmes de culture au développement durable TT - MASC 2.0: a multi attribute tool for the assessment of the sustainability of cropping systems. *Innov. Agron.* 20, 35–48.
- Craheix, D., Bergez, J.E., Angevin, F., Bockstaller, C., Bohanec, M., Colomb, B., Doré, T., Fortino, G., Guichard, L., Pelzer, E., Méssean, A., Reau, R., Sadok, W., 2015. Guidelines to design models assessing agricultural sustainability, based upon feedbacks from the DEXi decision support system. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 1431–1447. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0315-0>
- Curran, M., De Souza, D.M., Antón, A., Teixeira, R.F.M., Michelsen, O., Vidal-Legaz, B., Sala, S., Milà I Canals, L., 2016. How Well Does LCA Model Land Use Impacts on Biodiversity? - A Comparison with Approaches from Ecology and Conservation. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04681>

- Daellenbach, K.R., Uzu, G., Jiang, J., Cassagnes, L.E., Leni, Z., Vlachou, A., Stefenelli, G., Canonaco, F., Weber, S., Segers, A., Kuenen, J.J.P., Schaap, M., Favez, O., Albinet, A., Aksoyoglu, S., Dommen, J., Baltensperger, U., Geiser, M., El Haddad, I., Jaffrezo, J.L., Prévôt, A.S.H., 2020. Sources of particulate-matter air pollution and its oxidative potential in Europe. *Nature* 587, 414–419. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2902-8>
- Daily, G., 1997. Introduction: what are ecosystem services., in: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8749.2012.04283.x>
- Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.* 1, 3–10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)
- Dalgaard, T., Hutchings, N.J., Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 100, 39–51.
- Dardonville, M., Bockstaller, C., Therond, O., 2021. Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems. *J. Clean. Prod.* 286, 125456. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125456>
- Dardonville, M., Legrand, B., Clivot, H., Bernardin, C., Bockstaller, C., Therond, O., 2022. Assessment of ecosystem services and natural capital dynamics in agroecosystems. *Ecosyst. Serv.* 54, 101415. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101415>
- Daviron, B., Vagneron, I., 2011. From commoditisation to de-commoditisation ... and back again: Discussing the role of sustainability standards for agricultural products. *Dev. Policy Rev.* 29, 91–113. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7679.2011.00515.x>
- de Olde, E.M., Oudshoorn, F.W., Bokkers, E.A.M., Stubsgaard, A., Sørensen, C.A.G., de Boer, I.J.M., 2016. Assessing the sustainability performance of organic farms in Denmark. *Sustain.* 8. <https://doi.org/10.3390/su8090957>
- De Olde, E.M., Oudshoorn, F.W., Sørensen, C.A.G., Bokkers, E.A.M., De Boer, I.J.M., 2016. Assessing sustainability at farm-level: Lessons learned from a comparison of tools in practice. *Ecol. Indic.* 66, 391–404. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.047>
- Deguine, J.P., Aubertot, J.N., Flor, R.J., Lescourret, F., Wyckhuys, K.A.G., Ratnadass, A., 2021. Integrated pest management: good intentions, hard realities. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 41. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00689-w>
- Delbaere, B., Serradilla, a. N., 2004. Environmental risks from agriculture in Europe. *Interpret. A J. Bible Theol.* 184.
- Demade, M., 2014. How to assess biodiversity and ecosystem services in arable cropping systems using the multi-attribute model DEXiPM.
- Denoroy, P., Jordan-Meille, L., Sagot, S., 2019. La fertilisation P – K – Mg.
- Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 401–422. <https://doi.org/10.1051/agro/2009040>
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 268, 25–29. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>

- Dorioz, J.M., Wang, D., Poulenard, J., Trévisan, D., 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics-A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117, 4–21. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.029>
- Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J.R.G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P.J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P.E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A.K., Zurell, D., Lautenbach, S., 2013. Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography (Cop.)*. 36, 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Du, L., Liu, W., 2012. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 309–327. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0062-9>
- Duchemin, M., Hogue, R., 2009. Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada). *Agric. Ecosyst. Environ.* 131, 85–97. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.10.005>
- Duchene, O., Vian, J.F., Celette, F., 2017. Intercropping with legume for agroecological cropping systems: Complementarity and facilitation processes and the importance of soil microorganisms. A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 240, 148–161. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.019>
- Dumont, B., Ryschawy, J., Duru, M., Benoit, M., Chatellier, V., Delaby, L., Donnars, C., Dupraz, P., Lemauiel-Lavanant, S., Méda, B., Vollet, D., Sabatier, R., 2019. Review: Associations among goods, impacts and ecosystem services provided by livestock farming. *Animal* 13, 1773–1784. <https://doi.org/10.1017/S1751731118002586>
- Duncan, C., Thompson, J.R., Pettorelli, N., 2015. The quest for a mechanistic understanding of biodiversity–ecosystem services relationships. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 282. <https://doi.org/10.1098/RSPB.2015.1348>
- Duncombe-Wall, D., 1999. Agricultural sustainability indicators for regions of South Australia Cardiac ARIA View project Investigation of Local Area Factors Related to BreastScreen New South Wales View project. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2887.5287>
- Duru, M., Fares, M., Therond, O., 2014. Un cadre conceptuel pour penser maintenant (et organiser demain) la transition agroécologique de l’agriculture dans les territoires. *Cah. Agric.* 23, 84–95. <https://doi.org/10.1684/agr.2014.0691>
- Duru, M., Sarthou, J., Therond, O., 2022. L’agriculture régénératrice : summum de l’agroécologie ou greenwashing ?
- Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M.A., Justes, E., Journet, E.P., Aubertot, J.N., Savary, S., Bergez, J.E., Sarthou, J.P., 2015. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 1259–1281. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Egea, P., Pérez y Pérez, L., 2016. Sustainability and multifunctionality of protected designations of origin of olive oil in Spain. *Land use policy* 58, 264–275. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.07.017>

- Eichler Inwood, S.E., López-Ridaaura, S., Kline, K.L., Gérard, B., Monsalve, A.G., Govaerts, B., Dale, V.H., 2018. Assessing sustainability in agricultural landscapes: A review of approaches^{1,2}. *Environ. Rev.* 26, 299–315. <https://doi.org/10.1139/er-2017-0058>
- Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *J. Appl. Ecol.* 47, 377–385. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x>
- El Chami, D., Daccache, A., 2015. Assessing sustainability of winter wheat production under climate change scenarios in a humid climate - An integrated modelling framework. *Agric. Syst.* 140, 19–25. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.08.008>
- El Mujtar, V., Muñoz, N., Prack Mc Cormick, B., Pulleman, M., Tittonell, P., 2019. Role and management of soil biodiversity for food security and nutrition; where do we stand? *Glob. Food Sec.* 20, 132–144. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.01.007>
- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecol. Econ.* 65, 663–674. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011>
- Englund, O., Berndes, G., 2015. How do sustainability standards consider biodiversity? *Wiley Interdiscip. Rev. Energy Environ.* 4, 26–50. <https://doi.org/10.1002/wene.118>
- Eriksson, I.S., Elmquist, H., Nybrant, T., 2005. SALSA: A simulation tool to assess ecological sustainability of agricultural production. *Ambio* 34.
- Fagioli, F.F., Rocchi, L., Paolotti, L., Słowiński, R., Boggia, A., 2017. From the farm to the agri-food system: A multiple criteria framework to evaluate extended multi-functional value. *Ecol. Indic.* 79, 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.009>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M., Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol. Lett.* 14, 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- FAO, 2013. Sustainability Assessment of Food and Agriculture systems.
- Fardeau, J.C., Morel, C., Boniface, R., 1988. Pourquoi choisir la méthode Olsen pour estimer le phosphore " assimilable " des sols ? *Agronomie* 8, 577–584.
- Fegraus, E.H., Zaslavsky, I., Whitenack, T., Dempewolf, J., Ahumada, J.A., Lin, K., Andelman, S.J., 2012. Interdisciplinary decision support dashboard: A new framework for a tanzanian agricultural and ecosystem service monitoring system pilot. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* 5, 1700–1708. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2012.2204864>
- Feola, G., Rahn, E., Binder, C.R., 2011. Suitability of pesticide risk indicators for Less Developed Countries: A comparison. *Agric. Ecosyst. Environ.* 142, 238–245. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.014>
- Fernandes, L.A. de O., Woodhouse, P.J., 2008. Family farm sustainability in southern Brazil: An application of agri-environmental indicators. *Ecol. Econ.* 66, 243–257. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.01.027>
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D.,

- O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337–342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- France Nature Environnement, 2013. IBEA : Un outil de diagnostic de l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité.
- Fried, G., Villers, A., Porcher, E., 2018. Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 261, 33–44. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.021>
- Friedrich, T., Derpsch, R., Kassam, A., Kienzie, J., 2015. Overview of the Global Spread of Conservation Agriculture. *F. Actons Sci. Reports* 8.
- Gaba, S., Fried, G., Kazakou, E., Chauvel, B., Navas, M.L., 2014. Agroecological weed control using a functional approach: A review of cropping systems diversity. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 103–119. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0166-5>
- Gallardo, A.L., Duarte, C., Dibo, A.P., 2016. STRATEGIC ENVIRONMENTAL ASSESSMENT FOR PLANNING SUGARCANE EXPANSION: A FRAMEWORK PROPOSAL. *Ambient. Soc.* 19, 67–92.
- Gan, X., Fernandez, I.C., Guo, J., Wilson, M., Zhao, Y., Zhou, B., Wu, J., 2017. When to use what: Methods for weighting and aggregating sustainability indicators. *Ecol. Indic.* 81, 491–502. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.068>
- Garbach, K., Milder, J.C., DeClerck, F.A.J., Montenegro de Wit, M., Driscoll, L., Gemmill-Herren, B., 2017. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *Int. J. Agric. Sustain.* 15, 11–28. <https://doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810>
- German, R.N., Thompson, C.E., Benton, T.G., 2017. Relationships among multiple aspects of agriculture's environmental impact and productivity: A meta-analysis to guide sustainable agriculture. *Biol. Rev.* 92, 716–738. <https://doi.org/10.1111/brv.12251>
- Gésan-Guiziou, G., Alaphilippe, A., Aubin, J., Bockstaller, C., Boutrou, R., Buche, P., Collet, C., Girard, A., Martinet, V., Membré, J.M., Sabbadin, R., Thiollet-Scholtus, M., van der Werf, H.M.G., 2020. Diversity and potentiality of multi-criteria decision analysis methods for agri-food research. *Agron. Sustain. Dev.* 40, 1–11. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00650-3>
- Ghorbani, R., Wilcokson, S., Koocheki, A., Leifert, C., 2009. Soil Management for Sustainable Crop Disease Control: A Review, in: *Organic Farming, Pest Control and Remediation Of Soil Pollutants*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9654-9>
- Giannadaki, D., Giannakis, E., Pozzer, A., Lelieveld, J., 2018. Estimating health and economic benefits of reductions in air pollution from agriculture. *Sci. Total Environ.* 622–623, 1304–1316. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.064>
- Giannadali, D., Lelieveld, J., Pozzer, A., 2017. The Impact of Fine Particulate Outdoor Air Pollution to Premature Mortality, Perspectives on Atmospheric Sciences. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-35095-0>

- Gilbert, C.L., Morgan, C.W., 2010. Food price volatility. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 365, 3023–3034. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0139>
- Girard, N., Magda, D., Astruc, J.M., Couix, N., Gross, H., P Guyon, J., Labatut, J., Poinso, Y., Saldaqui, F., 2015. Analyzing indicators for combining natural resources management and production-oriented activities. *Environ. Dev. Sustain.* 17, 155–172. <https://doi.org/10.1007/s10668-014-9544-7>
- GIS GC HP2E, 2018. INDIC® : Une base de données sur les méthodes d'évaluation et indicateurs de durabilité téléchargeable sur le site du GIS GC HP2E [WWW Document]. URL <https://www.gchp2e.fr/Actualites/INDIC-R-Une-base-de-donnees-telechargeable-sur-le-site-du-GIS-GC-HP2E>
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010. Food security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science* (80-.). <https://doi.org/10.1126/science.1185383>
- Gomez-Limon, J.A., Riesgo, L., Gómez-Limón, J.A., 2010. Sustainability assessment of olive grove in Andalusia: A methodological proposal Sustainability assessment of olive grove in Andalusia: A methodological proposal 1, in: *External Cost of Farming Activities: Economic Evaluation, Environmental Repercussions and Regulatory Framework*.
- Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G., 2011. Is There a Need for a More Sustainable Agriculture? *CRC. Crit. Rev. Plant Sci.* 30, 6–23. <https://doi.org/10.1080/07352689.2011.553515>
- Greco, S., Ishizaka, A., Tasiou, M., Torrisi, G., 2019. On the Methodological Framework of Composite Indices: A Review of the Issues of Weighting, Aggregation, and Robustness. *Soc. Indic. Res.* 141, 61–94. <https://doi.org/10.1007/s11205-017-1832-9>
- Green, D., 2005. Conspiracy of silence: Old and New Directions on Commodities. *Strateg. Dialogue Commod. Trade, Poverty Sustain. Dev.*
- Green, J., 2013. *Rethinking Private Authority: Agents and Entrepreneurs in Global Environmental Governance*. Princeton, NJ: Princeton University Press. 232 pages. ISBN 9780691157597, \$24.95 paperback. Jessica F. Green, 2013 ., Princeton University press. Wiley, Princeton. <https://doi.org/10.1111/ROPR.12140>
- Guiral, C., Beods, C., Ruelle, B., Basse-Mens, C., Douzals, J.-P., Cellier, P., Barriuso, E., 2016. LES EMISSIONS DE PRODUITS PHYTOPHARMACEUTIQUES DANS L ' AIR Facteurs d ' émissions , outils d ' estimation des émissions , évaluations environnementales et perspectives de recherche.
- Gunstone, T., Cornelisse, T., Klein, K., Dubey, A., Donley, N., 2021. Pesticides and Soil Invertebrates: A Hazard Assessment. *Front. Environ. Sci.* 9, 1–21. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847>
- Guo, H., Otjes, R., Schlag, P., Kiendler-Scharr, A., Nenes, A., Weber, R.J., 2018. Effectiveness of ammonia reduction on control of fine particle nitrate. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 12241–12256. <https://doi.org/10.5194/acp-18-12241-2018>
- Haas, G., Wetterich, F., Geier, U., 2000. LCA Methodology Framework in Agriculture on the Farm Level 1 LCA Methodology Framework in Agriculture on the Farm Level. *Korea Int. J. LCA* 5,

2000. <https://doi.org/10.1065/lca2000.011.038>
- Haddaway, N.R., Brown, C., Eales, J., Eggers, S., Josefsson, J., Kronvang, B., Randall, N.P., Uusi-Kämppe, J., 2018. The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields. *Environ. Evid.* 7, 1–43. <https://doi.org/10.1186/s13750-018-0126-2>
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2018. Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5.1): A policy brief. *One Ecosyst.* 3, 1–6. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e27108>
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2018. Common international classification of ecosystem services (CICES) V5.1 and guidance on the application of the revised structure, Available from www.cices.eu.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., De Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hanegraaf, M.C., Biewinga, E.E., Van Der Bijl, G., 1998. ASSESSING THE ECOLOGICAL AND ECONOMIC SUSTAINABILITY OF ENERGY CROPS.
- Hansen, J.W., 1996. Is agricultural sustainability a useful concept? *Agric. Syst.* 50, 117–143. [https://doi.org/10.1016/0308-521X\(95\)00011-S](https://doi.org/10.1016/0308-521X(95)00011-S)
- Hawes, C., Iannetta, P.P.M., Squire, G.R., 2021. Agroecological practices for whole-system sustainability. *CAB Rev. Perspect. Agric. Vet. Sci. Nutr. Nat. Resour.* 16, 0–2. <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR202116005>
- Hawes, C., Squire, G.R., Hallett, P.D., Watson, C.A., Young, M., 2010. Arable plant communities as indicators of farming practice. *Agric. Ecosyst. Environ.* 138, 17–26. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.010>
- Hawes, C., Young, M.W., Banks, G., Begg, G.S., Christie, A., Iannetta, P.P.M., Karley, A.J., Squire, G.R., 2019. Whole-systems analysis of environmental and economic sustainability in arable cropping systems: A case study. *Agronomy* 9. <https://doi.org/10.3390/agronomy9080438>
- Headey, D., Fan, S., 2008. Anatomy of a crisis: The causes and consequences of surging food prices. *Agric. Econ.* 39, 375–391. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2008.00345.x>
- Hendrickx, F., Maelfait, J.P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., Bugter, R., 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *J. Appl. Ecol.* 44, 340–351. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01270.x>
- Hercher-Pasteur, J., Loiseau, E., Sinfort, C., Hélias, A., 2020. Energetic assessment of the agricultural production system. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 40. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00627-2>
- Hermani, C., 2020. Regenerative Agriculture and the Quest for Sustainability - Inquiry of an Emerging Concept (Master Thesis). ResearchGate.

<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36015.97447>

Hervieu, B., Purseigle, F., 2022. Le problème agricole français. *Etudes (Paris)*. 11, 475–482.
<https://doi.org/10.3917/etu.4295.0047>

Hervieu, B., Purseigle, F., 2013. *Sociologie des mondes agricoles.*, Armand Col. ed.
<https://doi.org/10.3917/arco.hervi.2013.01>

Hill, S.B., Vincent, C., Chouinard, G., 1996. Evolving ecosystems approaches to fruit insect pest management, in: XX International Congress of Entomology - Ecosystem Approaches to Managing Insect Pests of Fruit Symposium. Firenze, Italy, pp. 107–110.

Hillier, J., Hawes, C., Squire, G., Hilton, A., Wale, S., Smith, P., 2009. The carbon footprints of food crop production. *Int. J. Agric. Sustain.* 7, 107–118. <https://doi.org/10.3763/ijas.2009.0419>

Holland, J.M., Frampton, G.K., Çilgi, T., Wratten, S.D., 1994. Arable acronyms analysed - a review of integrated arable farming systems research in Western Europe. *Ann. Appl. Biol.* 125, 399–438.

Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total Environ.* 586, 127–141.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>

Hossard, L., Guichard, L., Pelosi, C., Makowski, D., 2017. Lack of evidence for a decrease in synthetic pesticide use on the main arable crops in France. *Sci. Total Environ.* 575, 152–161.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.10.008>

Hu, B., Bourennane, H., Arrouays, D., Denoroy, P., Lemerrier, B., Saby, N.P.A., 2021. Developing pedotransfer functions to harmonize extractable soil phosphorus content measured with different methods: A case study across the mainland of France. *Geoderma* 381, 114645.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114645>

Huang, J., Tichit, M., Poulot, M., Darly, S., Li, S., Petit, C., Aubry, C., 2015a. Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *J. Environ. Manage.* 149, 138–147. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2014.10.020>

Husson, F., Lê, S., Pages, J., 2010. *Exploratory Multivariate Analysis by Example Using R* - Francois Husson, Sebastien Le, Jérôme Pagès - Google Livres [WWW Document]. URL [https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=nLrODgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Husson,+F.,+Lê,+S.,+Pages,+J.,+2010.+Exploratory+multivariate+analysis+by+example+using+R,+volume+20105550+of+Chapman+%26+Hall/CRC+Computer+Science+%26+Data+Analysis.+CRC+Press+30,+1+\(accessed+12.4.20\).](https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=nLrODgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Husson,+F.,+Lê,+S.,+Pages,+J.,+2010.+Exploratory+multivariate+analysis+by+example+using+R,+volume+20105550+of+Chapman+%26+Hall/CRC+Computer+Science+%26+Data+Analysis.+CRC+Press+30,+1+(accessed+12.4.20).)

Hutchings, N., Webb, J., Amon, B., 2019. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019 — 3 D Crop production and agricultural soils 2019.

Iocola, I., Angevin, F., Bockstaller, C., Catarino, R., Curran, M., Messéan, A., Schader, C., Stilmant, D., Stappen, F., Van, Vanhove, P., Ahnemann, H., Berthomier, J., Colombo, L., Guccione, G.D., Mérot, E., Palumbo, M., Virzì, N., Canali, S., 2020. An actor-oriented multi-criteria assessment framework to support a transition towards sustainable agricultural systems based on crop diversification. *Sustain.* 12. <https://doi.org/10.3390/su12135434>

- IPCC, 2003. Revision of the "Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Intergovernmental Panel On Climate Change national greenhouse gas inventories programme.
- Jacquet, F., Jouan, J., Cadre, E. Le, Malausa, T., Reboud, X., Huyghe, C., n.d. Zéro pesticide.
- Janker, J., Mann, S., 2020. Understanding the social dimension of sustainability in agriculture: a critical review of sustainability assessment tools. *Environ. Dev. Sustain.* 22, 1671–1691. <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0282-0>
- Jarnemo, A., 2002a. Roe deer *Capreolus capreolus* fawns and mowing - Mortality rates and countermeasures. *Wildlife Biol.* 8, 211–218. <https://doi.org/10.2981/wlb.2002.035>
- Jeanneret, P., Baumgartner, D.U., Freiermuth Knuchel, R., Koch, B., Gaillard, G., 2014. An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecol. Indic.* 46, 224–231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.030>
- Jeanneret, P., Schüpbach, B., Pfiffner, L., Walter, T., 2003. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landsc. Ecol.* 18, 253–263. <https://doi.org/10.1023/A:1024496712579>
- Junge, X., Schüpbach, B., Walter, T., Schmid, B., Lindemann-Matthies, P., 2015. Aesthetic quality of agricultural landscape elements in different seasonal stages in Switzerland. *Landsc. Urban Plan.* 133, 67–77. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.010>
- Kanter, D.R., Musumba, M., Wood, S.L.R., Palm, C., Antle, J., Balvanera, P., Dale, V.H., Havlik, P., Kline, K.L., Scholes, R.J., Thornton, P., Titttonell, P., Anelman, S., 2018. Evaluating agricultural trade-offs in the age of sustainable development. *Agric. Syst.* 163, 73–88. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.09.010>
- Kätterer, T., Andrén, O., 1999. Long-term agricultural field experiments in Northern Europe: Analysis of the influence of management on soil carbon stocks using the ICBM model. *Agric. Ecosyst. Environ.* 72, 165–179. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00177-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00177-7)
- Keichinger, O., Viguier, L., Corre-hellou, G., Messean, A., Angevin, F., 2021. Un indicateur évaluant la diversité globale des rotations : de la diversité des cultures aux services écosystémiques. *Agron. Environ. sociétés* 1775–4240, 1–19.
- Khaleel, R., Reddy, K.R., Overcash, M.R., 1981. Changes in Soil Physical Properties Due to Organic Waste Applications: A Review. *J. Environ. Qual.* 10, 133–141. <https://doi.org/10.2134/jeq1981.00472425001000020002x>
- Kirchmann, H., Kätterer, T., Bergström, L., Börjesson, G., Bolinder, M.A., 2016. Flaws and criteria for design and evaluation of comparative organic and conventional cropping systems. *F. Crop. Res.* 186, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.11.006>
- Kjær, C., Bruus, M., Bossi, R., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., Nuyttens, D., Larsen, S.E., 2014. Pesticide drift deposition in hedgerows from multiple spray swaths. *J. Pestic. Sci.* 39, 14–21. <https://doi.org/10.1584/jpestics.D12-045>
- Kleijn, D., Bommarco, R., Fijen, T.P.M., Garibaldi, L.A., Potts, S.G., van der Putten, W.H., 2019. Ecological Intensification: Bridging the Gap between Science and Practice. *Trends Ecol. Evol.* 34, 154–166. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.11.002>

- Konys, A., 2018. An ontology-based knowledge modelling for a sustainability assessment domain. *Sustain.* 10. <https://doi.org/10.3390/su10020300>
- Koutsos, T.M., Menexes, G.C., Dordas, C.A., 2019. An efficient framework for conducting systematic literature reviews in agricultural sciences. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.354>
- Krupinsky, J.M., Bailey, K.L., McMullen, M.P., Gossen, B.D., Turkington, T.K., 2002. Managing Plant Disease Risk in Diversified Cropping Systems. *Agron. J.* 94, 198. <https://doi.org/10.2134/agronj2002.0198>
- Kuneman, G., Fellus, E., 2014. Towards Consistent Measurement of Sustainability at Farm level.
- Küstermann, B., Christen, O., Hülshberger, K.J., 2010. Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agric. Ecosyst. Environ.* 135, 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.014>
- Lado, M., Paz, A., Ben-Hur, M., 2004. Organic Matter and Aggregate Size Interactions in Infiltration, Seal Formation, and Soil Loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 935–942. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.9350>
- Lairez, J., Feschet, P., Aubin, J., Bockstaller, C., Bouvarel, I., 2016. Agriculture et développement durable: Guide pour l'évaluation multicritère.
- Lampridi, M.G., Sørensen, C.G., Bochtis, D., 2019. Agricultural sustainability: A review of concepts and methods. *Sustain.* <https://doi.org/10.3390/su11185120>
- Lan, K., Yao, Y., 2019. Integrating Life Cycle Assessment and Agent-Based Modeling: A Dynamic Modeling Framework for Sustainable Agricultural Systems. *J. Clean. Prod.* 238, 117853. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117853>
- Lassalas, M., 2020. Coordination horizontale et coordination verticale peuvent-elles favoriser la production de services environnementaux à l'échelle des exploitations agricoles ? *Revue de littérature et résultats préliminaires appliqués à la certification HVE 2019–2020.*
- Launay, C., Constantin, J., Chlebowsky, F., Houot, S., Graux, A.I., Klumpp, K., Martin, R., Mary, B., Pellerin, S., Therond, O., 2021. Estimating the carbon storage potential and greenhouse gas emissions of French arable cropland using high-resolution modeling. *Glob. Chang. Biol.* 27, 1645–1661. <https://doi.org/10.1111/gcb.15512>
- Laurent, C., Hulin, S., Agabriel, C., Chassaing, C., Botreau, R., Monteils, V., 2017. Co-construction of an assessment method of the environmental sustainability for cattle farms involved in a Protected Designation of Origin (PDO) cheese value chain, Cantal PDO. *Ecol. Indic.* 76, 357–365. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.035>
- Le Bissonnais, Y., Thorette, J., Bardet, C., Daroussin, J., 2002. L'érosion hydrique des sols français 1–106.
- Le Guyader, H., 2008. la biodiversité : un concept flou ou une réalité scientifique ? *Courr. l'environnement l'INRA* 7–26.
- Le Roux, X. Le, Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., 2008. Agriculture et biodiversité : des synergies à valoriser.

- Lebacqz, T., Baret, P. V., Stilmant, D., 2013. Sustainability indicators for livestock farming. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 311–327. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0121-x>
- Leenhardt, S., Mamy, L., Pesce, S., Sanchez, W., Achard, A.-L., Amichot, M., Artigas, J., Aviron, S., Barthélémy, C., Beaudouin, R., Bedos, C., Bérard, A., Berny, P., Cédric Bertrand, Bertrand, C., Betoulle, S., Bureau-Point, E., Charles, S., Chaumot, A., Chauvel, B., Coeurdassier, M., Corio-Costet, M.-F., Coutellec, M.-A., Crouzet, O., Doussan, I., Faburé, J., Fritsch, C., Gallai, N., Gonzalez, P., Gouy, V., Hedde, M., Langlais, A., Bellec, F. Le, Leboulanger, C., Le Gall, M., Le Perchec, S., Margoum, C., Martin-Laurent, F., Mongruel, R., Morin, S., Mougou, C., Munaron, D., Nélieu, S., Pelosi, C., Rault, M., Sabater, S., Stachowski-Haberkorn, S., Sucre, E., Thomas, M., Tournebise, J., 2022. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques, Synthèse du rapport d'ESCo.
- Lemunyon, J.L., Gilbert, R.G., 1993. The Concept and Need for a Phosphorus Assessment Tool. *J. Prod. Agric.* 6, 483–486. <https://doi.org/10.2134/jpa1993.0483>
- Levitan, L., 2000. "How to" and "why": assessing the enviro-social impacts of pesticides. *Crop Prot.* 19, 629–636.
- Lewis, K.A., Bardon, K.S., 1998. A computer-based informal environmental management system for agriculture Tel: 44 (0) 1707 284582 Fax: 44 (0) 1707 285258 Email: K.A.Lewis@herts.ac.uk 2 A computer-based informal environmental management system for agriculture.
- Lichiheb, N., Personne, E., Bedos, C., Van den Berg, F., Barriuso, E., 2016. Implementation of the effects of physicochemical properties on the foliar penetration of pesticides and its potential for estimating pesticide volatilization from plants. *Sci. Total Environ.* 550, 1022–1031. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.058>
- Lindahl, A.M.L., Bockstaller, C., 2012. An indicator of pesticide leaching risk to groundwater. *Ecol. Indic.* 23, 95–108. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.014>
- Liu, C., Lu, M., Cui, J., Li, B., Fang, C., 2014. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 20, 1366–1381. <https://doi.org/10.1111/gcb.12517>
- Loconto, A., Desquilbet, M., Moreau, T., Couvet, D., Dorin, B., 2020. The land sparing – land sharing controversy: Tracing the politics of knowledge. *Land use policy* 96, 103610. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.014>
- López-Ridaura, S., Van Keulen, H., Van Ittersum, M.K., Leffelaar, P.A., 2005. Multiscale methodological framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resource management systems. *Environ. Dev. Sustain.* 7, 51–69. <https://doi.org/10.1007/s10668-003-6976-x>
- Lu, X.M., Lu, P.Z., Liu, X.P., 2020. Fate and abundance of antibiotic resistance genes on microplastics in facility vegetable soil. *Sci. Total Environ.* 709, 136276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136276>
- Lynch, J., Donnellan, T., Finn, J.A., Dillon, E., Ryan, M., 2019. Potential development of Irish agricultural sustainability indicators for current and future policy evaluation needs. *J. Environ. Manage.* <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.070>
- Magrini, A., Giambona, F., 2022. A Composite Indicator to Assess Sustainability of Agriculture in

- European Union Countries, Social Indicators Research. Springer Netherlands.
<https://doi.org/10.1007/s11205-022-02925-6>
- Manneville, V., Chanséaume, A., Amiaud, B., 2014. BIOTEX : une démarche d'évaluation multicritère de la biodiversité ordinaire dans les systèmes d'exploitation d'élevage et de polyculture-élevage.
- Manneville, V., Michel, N., Amiaud, B., 2016. INDIBIO : Élaborer des indicateurs relatifs aux effets des pratiques agricoles sur la biodiversité dans les systèmes d'exploitation d'élevage. *Innov. Agron.* 49, 83–97.
- Marchand, F., Debruyne, L., Triste, L., Gerrard, C., Padel, S., Lauwers, L., 2014. Key characteristics for tool choice in indicator-based sustainability assessment at farm level. *Ecol. Soc.* 19.
<https://doi.org/10.5751/ES-06876-190346>
- Martin, A.E., Collins, S.J., Crowe, S., Girard, J., Naujokaitis-Lewis, I., Smith, A.C., Lindsay, K., Mitchell, S., Fahrig, L., 2020. Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to—or even larger than—the effects of farming practices. *Agric. Ecosyst. Environ.* 288, 106698. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106698>
- Martin, E.A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S.G., Smith, H.G., Al Hassan, D., Albrecht, M., Andersson, G.K.S., Asís, J.D., Aviron, S., Balzan, M. V., Baños-Picón, L., Bartomeus, I., Batáry, P., Burel, F., Caballero-López, B., Concepción, E.D., Coudrain, V., Dänhardt, J., Diaz, M., Diekötter, T., Dormann, C.F., Dufлот, R., Entling, M.H., Farwig, N., Fischer, C., Frank, T., Garibaldi, L.A., Hermann, J., Herzog, F., Inclán, D., Jacot, K., Jauker, F., Jeanneret, P., Kaiser, M., Krauss, J., Le Féon, V., Marshall, J., Moonen, A.C., Moreno, G., Riedinger, V., Rundlöf, M., Rusch, A., Scheper, J., Schneider, G., Schüepp, C., Stutz, S., Sutter, L., Tamburini, G., Thies, C., Tormos, J., Tschardtke, T., Tschumi, M., Uzman, D., Wagner, C., Zubair-Anjum, M., Steffan-Dewenter, I., 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecol. Lett.* 22, 1083–1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>
- Martin, G., Durand, J.L., Duru, M., Gastal, F., Julier, B., Litrico, I., Louarn, G., Médiène, S., Moreau, D., Valentin-Morison, M., Novak, S., Parnaudeau, V., Paschalidou, F., Vertès, F., Voisin, A.S., Cellier, P., Jeuffroy, M.H., 2020. Role of ley pastures in tomorrow's cropping systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 40. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00620-9>
- Melo, C.J., Wolf, S.A., 2005. Empirical assessment of eco-certification: The case of Ecuadorian Bananas. *Organ. Environ.* 18, 287–317. <https://doi.org/10.1177/1086026605279461>
- Mendes, L.R.D., 2020. Edge-of-Field technologies for phosphorus retention from agricultural drainage discharge. *Appl. Sci.* 10. <https://doi.org/10.3390/app10020634>
- Merfield, C., Moller, H., Manhire, J., Rosin, C., Norton, S., Carey, P., Hunt, L., Reid, J., Fairweather, J., Benge, J., Quéllec, I. Le, Campbell, H., Lucock, D., Saunders, C., MacLeod, C., Barber, A., McCarthy, A., 2015. Are Organic Standards Sufficient to Ensure Sustainable Agriculture? Lessons From New Zealand's ARGOS and Sustainability Dashboard Projects. *Sustain. Agric. Res.* 4, 158. <https://doi.org/10.5539/sar.v4n3p158>
- Meynard, J.M., Messéan, A., Charlier, A., Charrier, F., Fares, M., Le Bail, M., Magrini, M.B., Savini, I., 2013. Freins et leviers à la diversification des cultures: étude au niveau des exploitations

- agricoles et des filières. OCL - Oilseeds fats, Crop. lipids 20.
<https://doi.org/10.1051/ocl/2013007>
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington D.C. (USA).
- Mitchell, G., May, A., Mc Donald, A., 1995. PICABUE: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 2, 104–123.
- Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D.G., 2010. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: The PRISMA statement. *Int. J. Surg.* 8, 336–341.
<https://doi.org/10.1016/j.ijsu.2010.02.007>
- Monard, C., Martin-Laurent, F., Lima, O., Devers-Lamrani, M., Binet, F., 2013a. Estimating the biodegradation of pesticide in soils by monitoring pesticide-degrading gene expression. *Biodegradation* 24, 203–213. <https://doi.org/10.1007/s10532-012-9574-5>
- Mondal, S., Chakraborty, D., Das, T.K., Shrivastava, M., Mishra, A.K., Bandyopadhyay, K.K., Aggarwal, P., Chaudhari, S.K., 2019. Conservation agriculture had a strong impact on the sub-surface soil strength and root growth in wheat after a 7-year transition period. *Soil Tillage Res.* 195, 104385. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104385>
- Moraine, M., Duru, M., Therond, O., 2017. A social-ecological framework for analyzing and designing integrated crop-livestock systems from farm to territory levels. *Renew. Agric. Food Syst.* 32, 43–56. <https://doi.org/10.1017/S1742170515000526>
- Moreau, 2016. Guide methologique CAP2ER.
- Mortensen, D.A., Smith, R.G., 2020. Confronting Barriers to Cropping System Diversification. *Front. Sustain. Food Syst.* 4, 1–10. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.564197>
- Muller, L., Lacroix, A., Ruffieux, B., 2019. Environmental Labelling and Consumption Changes: A Food Choice Experiment. *Environ. Resour. Econ.* 73, 871–897.
<https://doi.org/10.1007/s10640-019-00328-9>
- Nardo, M., Saisana, M., Tarantola, A., Stefano, S., 2005. Tools for Composite Indicators Building 1–134.
- Nasca, J.A., Toranzos, M., Banegas, N.R., 2006. Evaluación de la sostenibilidad de dos modelos ganaderos de la llanura deprimida salina de Tucumán, Argentina.
- Ness, B., Urbel-Piirsalu, E., Anderberg, S., Olsson, L., 2007. Categorising tools for sustainability assessment. *Ecol. Econ.* 60, 498–508. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.07.023>
- Nickerson, D., 1976. History of the Munsell Color System, Company, and Foundation, Color Research & Application. <https://doi.org/10.1111/j.1520-6378.1976.tb00028.x>
- Niemeijer, D., de Groot, R.S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecol. Indic.* 8, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>
- Noss, R.F., 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conserv. Biol.* 4, 355–364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
- Obiang Ndong, G., Villerd, J., Cousin, I., Therond, O., 2021. Using a multivariate regression tree

- to analyze trade-offs between ecosystem services: Application to the main cropping area in France. *Sci. Total Environ.* 764, 142815. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142815>
- Ozerova, M.G., Sharopatova, A. V., Olentsova, J.A., 2019. Improving the competitiveness of agricultural products as a basis for solving import replacement issues. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* 315. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/315/2/022026>
- Page, K.L., Dang, Y.P., Dalal, R.C., Reeves, S., Thomas, G., Wang, W., Thompson, J.P., 2019. Changes in soil water storage with no-tillage and crop residue retention on a Vertisol: Impact on productivity and profitability over a 50 year period. *Soil Tillage Res.* 194, 104319. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104319>
- Pailloux, E., 2022. Inrae et scara, une thèse pour mieux saisir les impacts environnementaux des pratiques. *Référence agro.*
- Palomo-Campesino, S., González, J.A., García-Llorente, M., 2018. Exploring the connections between agroecological practices and ecosystem services: A systematic literature review. *Sustain.* 10. <https://doi.org/10.3390/su10124339>
- Paracchini, M.L., Bulgheroni, C., Borreani, G., Tabacco, E., Banterle, A., Bertoni, D., Rossi, G., Parolo, G., Origgi, R., De Paola, C., 2015. A diagnostic system to assess sustainability at a farm level: The SOSTARE model. *Agric. Syst.* 133, 35–53. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2014.10.004>
- Parris, K., 2011. Impact of agriculture on water pollution in OECD countries: Recent trends and future prospects. *Int. J. Water Resour. Dev.* 27, 33–52. <https://doi.org/10.1080/07900627.2010.531898>
- Payraudeau, S., Van Der Werf, H.M.G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: A review of methods. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.012>
- Pelzer, E., Fortino, G., Bockstaller, C., Angevin, F., Lamine, C., Moonen, C., Vasileiadis, V., Guérin, D., Guichard, L., Reau, R., Messéan, A., 2012. Assessing innovative cropping systems with DEXiPM, a qualitative multi-criteria assessment tool derived from DEXi. *Ecol. Indic.* 18, 171–182. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.019>
- Persson, L., Carney Almroth, B.M., Collins, C.D., Cornell, S., de Wit, C.A., Diamond, M.L., Fantke, P., Hassellöv, M., MacLeod, M., Ryberg, M.W., Søgaard Jørgensen, P., Villarrubia-Gómez, P., Wang, Z., Hauschild, M.Z., 2022. Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities. *Environ. Sci. Technol.* 56, 1510–1521. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158>
- Pervanchon, F., Bockstaller, C., Girardin, P., 2002. Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: The energy indicator. *Agric. Syst.* 72, 149–172. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(01\)00073-7](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00073-7)
- Phillis, Y.A., Andriantiatsaholainaina, L.A., 2001. Sustainability: An ill-defined concept and its assessment using fuzzy logic. *Ecol. Econ.* 37, 435–456. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00290-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00290-1)
- Pierlot, F., Marks-Perreau, J., Réal, B., Carluet, N., Constant, T., Lioeddine, A., van Dijk, P., Villerd, J., Keichinger, O., Cherrier, R., Bockstaller, C., 2017. Predictive quality of 26 pesticide risk

- indicators and one flow model: A multisite assessment for water contamination. *Sci. Total Environ.* 605–606, 655–665. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.112>
- Pimentel, D., Kounang, N., 1998. Ecology of soil erosion in ecosystems. *Ecosystems* 1, 416–426. <https://doi.org/10.1007/s100219900035>
- Pintér, L., Hardi, P., Martinuzzi, A., Hall, J., 2012. Bellagio STAMP: Principles for sustainability assessment and measurement. *Ecol. Indic.* 17, 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.001>
- Pollesch, N., Dale, V.H., 2015. Applications of aggregation theory to sustainability assessment. *Ecol. Econ.* 114, 117–127. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.011>
- Pollesch, N.L., Dale, V.H., 2016. Normalization in sustainability assessment: Methods and implications. *Ecol. Econ.* 130, 195–208. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.06.018>
- Ponisio, L.C., M'Gonigle, L.K., Mace, K.C., Palomino, J., de Valpine, P., Kremen, C., 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proc. R. Soc. B-Biological Sci.* 282. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1396>
- Pope, J., Annandale, D., Morrison-Saunders, A., 2004. Conceptualising sustainability assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 24, 595–616. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2004.03.001>
- Prevost, L., Chretien, E., Pierlot, F., Soulé, E., Bedos, C., Prevost, L., Chretien, E., Pierlot, F., Soulé, E., Bockstaller, C., 2022. Comprendre le devenir des phytos dans l'atmosphère. *Phytoma*.
- Purtauf, T., Thies, C., Ekschmitt, K., Wolters, V., Dauber, J., 2005. Scaling properties of multivariate landscape structure. *Ecol. Indic.* 5, 295–304.
- Rasmussen, L.V., Bierbaum, R., Oldekop, J.A., Agrawal, A., 2017. Bridging the practitioner-researcher divide: Indicators to track environmental, economic, and sociocultural sustainability of agricultural commodity production. *Glob. Environ. Chang.* 42, 33–46. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.12.001>
- Ratnadass, A., Fernandes, P., Avelino, J., Habib, R., 2012. Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: A review, *Agronomy for Sustainable Development*. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0022-4>
- Repar, N., Jan, P., Dux, D., Nemecek, T., Doluschitz, R., 2017. Implementing farm-level environmental sustainability in environmental performance indicators: A combined global-local approach. *J. Clean. Prod.* 140, 692–704. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.022>
- Riedo, J., Wettstein, F.E., Rösch, A., Herzog, C., Banerjee, S., Büchi, L., Charles, R., Wächter, D., Martin-Laurent, F., Bucheli, T.D., Walder, F., Van Der Heijden, M.G.A., 2021. Widespread Occurrence of Pesticides in Organically Managed Agricultural Soils - The Ghost of a Conventional Agricultural Past? *Environ. Sci. Technol.* 55, 2919–2928. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06405>
- Riley, J., 2001. The indicator explosion: Local needs and international challenges. *Agric. Ecosyst. Environ.* 87, 119–120. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00271-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00271-7)
- Ripoll-Bosch, R., Díez-Unquera, B., Ruiz, R., Villalba, D., Molina, E., Joy, M., Olaizola, A., Bernués, A., 2012. An integrated sustainability assessment of mediterranean sheep farms with different degrees of intensification. *Agric. Syst.* 105, 46–56.

<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.10.003>

Roberts, W.M., Stutter, M.I., Haygarth, P.M., 2012. Phosphorus Retention and Remobilization in Vegetated Buffer Strips: A Review. *J. Environ. Qual.* 41, 389–399.

<https://doi.org/10.2134/jeq2010.0543>

Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 39, 157–176. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>

Rockstrom, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sorlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., De Wit, C.A., Hughes, T., Van Der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Nature* 461, 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>

Röös, E., Ekelund, L., Tjærnemo, H., 2014. Communicating the environmental impact of meat production: Challenges in the development of a Swedish meat guide. *J. Clean. Prod.* 73, 154–164. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.037>

Rosa-Schleich, J., Loos, J., Mußhoff, O., Tschardt, T., 2019. Ecological-economic trade-offs of Diversified Farming Systems – A review. *Ecol. Econ.* 160, 251–263. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.03.002>

Ryden, J.C., Ball, P.R., Garwood, E.A., 1984. Nitrogen cycle: Nitrate leaching from grassland. *Nature* 311, 10. <https://doi.org/10.1038/311010a0>

Sabourin, G., 2017. Etablissement d'une liste minimale d'indicateurs pour l'évaluation de la durabilité des systèmes de grandes cultures. Diplôme Universitaire : Conseiller / Analyste en Stratégie des Systèmes Polyculture Elevage (Niveau I) ENSAIA-Université de Lorraine.

Sachs, J.D., 2012. From millennium development goals to sustainable development goals. *Lancet* 379, 2206–2211. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)60685-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)60685-0)

Sadok, W., Angevin, F., Bergez, J.É., Bockstaller, C., Colomb, B., Guichard, L., Reau, R., Doré, T., 2008. Ex ante assessment of the sustainability of alternative cropping systems: Implications for using multi-criteria decision-aid methods - A review. *Sustain. Agric.* 753–767. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8_46

Sadok, W., Angevin, F., Bergez, J.E., Bockstaller, C., Colomb, B., Guichard, L., Reau, R., Messéan, A., Doré, T., 2009. MASC, a qualitative multi-attribute decision model for ex ante assessment of the sustainability of cropping systems. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 447–461. <https://doi.org/10.1051/agro/2009006>

Sala, S., Ciuffo, B., Nijkamp, P., 2015. A systemic framework for sustainability assessment. *Ecol. Econ.* 119, 314–325. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.09.015>

- Sandifer, P.A., Sutton-Grier, A.E., Ward, B.P., 2015. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosyst. Serv.* 12, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.007>
- Sands, G.R., Podmore, T.H., 2000. A generalized environmental sustainability index for agricultural systems, *Ecosystems and Environment*.
- Santiago-Brown, I., Metcalfe, A., Jerram, C., Collins, C., 2015. Sustainability assessment in wine-grape growing in the New World: Economic, environmental, and social indicators for agricultural businesses. *Sustain.* 7, 8178–8204. <https://doi.org/10.3390/su7078178>
- Santos, J.S. dos, Dodonov, P., Oshima, J.E.F., Martello, F., Santos de Jesus, A., Eduardo Ferreira, M., Silva-Neto, C.M., Ribeiro, M.C., Collevatti, R.G., 2021. Landscape ecology in the Anthropocene: an overview for integrating agroecosystems and biodiversity conservation. *Perspect. Ecol. Conserv.* 19, 21–32. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.11.002>
- Sattler, C., Nagel, U.J., Werner, A., Zander, P., 2010. Integrated assessment of agricultural production practices to enhance sustainable development in agricultural landscapes. *Ecol. Indic.* 10, 49–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.014>
- SCARA, 2021. Rapport d'activité 2020-2021.
- Schader, C., Baumgart, L., Landert, J., Muller, A., Ssebunya, B., Blockeel, J., Weissshaidinger, R., Petrasek, R., Mészáros, D., Padel, S., Gerrard, C., Smith, L., Lindenthal, T., Niggli, U., Stolze, M., 2016. Using the Sustainability Monitoring and Assessment Routine (SMART) for the systematic analysis of trade-offs and synergies between sustainability dimensions and themes at farm level. *Sustain.* 8. <https://doi.org/10.3390/su8030274>
- Schader, C., Grenz, J., Meier, M.S., Stolze, M., 2014. Scope and precision of sustainability assessment approaches to food systems. *Ecol. Soc.* 19. <https://doi.org/10.5751/es-06866-190342>
- Schlosser, L., 2021. Indicateurs éco-environnementaux des productions de blé en Champagne crayeuse - Impacts des certifications et des filières, réflexion sur la valorisation des services écosystémiques à l'échelle de l'exploitation.
- Scholberg, J.M.S., Dogliotti, S., Leoni, C., Cherr, C.M., Zotarelli, L., Rossing, W.A.H., 2010. Cover Crops for Sustainable Agrosystems in the Americas., in: Lichtfouse, E. (Ed.), *Genetic Engineering, Biofertilisation, Soil Quality and Organic Farming*. Springer Netherlands, pp. 347–369. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-8741-6>
- Scholes, R.J., Reyers, B., Biggs, R., Spierenburg, M.J., Duriappah, A., 2013. Multi-scale and cross-scale assessments of social-ecological systems and their ecosystem services. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5, 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.01.004>
- Schüpbach, B., Junge, X., Lindemann-Matthies, P., Walter, T., 2016. Seasonality, diversity and aesthetic valuation of landscape plots: An integrative approach to assess landscape quality on different scales. *Land use policy* 53, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.032>
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze,

- E.D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W.W., 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>
- Shukla, P.R., Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Zhai, P., Slade, R., Connors, S., van Diemen, R., Ferrat, M., Haughey, E., Luz, S., Neogi, S., Pathak, M., Petzold, J., Portugal Pereira, J., Vyas, P., Huntley, E., Kissick, K., Belkacemi, M., Malley, J., 2019. IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.
- Siciliano, G., 2009. Social multicriteria evaluation of farming practices in the presence of soil degradation. A case study in Southern Tuscany, Italy. *Environ. Dev. Sustain.* 11, 1107–1133. <https://doi.org/10.1007/s10668-008-9169-9>
- Sieber, P., Böhme, S., Ericsson, N., Hansson, P.A., 2022. Albedo on cropland: Field-scale effects of current agricultural practices in Northern Europe. *Agric. For. Meteorol.* 321. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.108978>
- Sieber, P., Ericsson, N., Hansson, P.A., 2019. Climate impact of surface albedo change in Life Cycle Assessment: Implications of site and time dependence. *Environ. Impact Assess. Rev.* 77, 191–200. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.04.003>
- Sikdar, S.K., 2003. Sustainable development and sustainability metrics. *AIChE J.* <https://doi.org/10.1002/aic.690490802>
- Singh, J.S., 2015. Microbes Play Major Roles in the Ecosystem Services. *Clim. Chang. Environ. Sustain.* 3, 163. <https://doi.org/10.5958/2320-642x.2015.00018.6>
- Singh, R.K., Murty, H.R., Gupta, S.K., Dikshit, A.K., 2012. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecol. Indic.* 15, 281–299. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.01.007>
- Singh, R.K., Murty, H.R., Gupta, S.K., Dikshit, A.K., 2009. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecol. Indic.* 9, 189–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.05.011>
- Sirami, C., Gross, N., Baillod, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguët, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhausser, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Bosch, J., Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-García, M.Á., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tschardt, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Ouin, A., Brotons, L., Martin, J.L., Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 116, 16442–16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Smith, C.S., McDonald, G.T., Thwaites, R.N., 2000. TIM: Assessing the sustainability of agricultural land management. *J. Environ. Manage.* 60, 267–288. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0384>
- Smith, O.M., Cohen, A.L., Reganold, J.P., Jones, M.S., Orpet, R.J., Taylor, J.M., Thurman, J.H., Cornell, K.A., Olsson, R.L., Ge, Y., Kennedy, C.M., Crowder, D.W., 2020. Landscape context affects the sustainability of organic farming systems. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 117,

- 2870–2878. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906909117>
- Smyth, A.J., Dumanski, J., 1995. A framework for evaluating sustainable land management. *Can. J. Soil Sci.* 75, 401–406. <https://doi.org/10.4141/cjss95-059>
- Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil Tillage Res.* 118, 66–87. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.10.015>
- Sohlenius, B., 1990. Influence of cropping system and nitrogen input on soil fauna and microorganisms in a Swedish arable soil. *Biol. Fertil. Soils* 9, 168–173. <https://doi.org/10.1007/BF00335802>
- Soulé, E., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., 2021a. Environmental sustainability assessment in agricultural systems: A conceptual and methodological review. *J. Clean. Prod.* 325. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129291>
- Soulé, E., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., Lorraine, U. De, Colmar, L.A.E.F., 2021b. Assessing sustainability of farming systems with a new method integrating ecosystem services indicators .
- Stanley, E.H., Powers, S.M., Lottig, N.R., Buffam, I., Crawford, J.T., 2012. Contemporary changes in dissolved organic carbon (DOC) in human-dominated rivers: Is there a role for DOC management? *Freshw. Biol.* 57, 26–42. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02613.x>
- Stanton, R.L., Morrissey, C.A., Clark, R.G., 2018a. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 254, 244–254. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sorlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* (80-.). 347, 736--+. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steinke, J., Mgimiloko, M.G., Graef, F., Hammond, J., van Wijk, M.T., van Etten, J., 2019. Prioritizing options for multi-objective agricultural development through the Positive Deviance approach. *PLoS One* 14, 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212926>
- Stenberg, J.A., 2017. A Conceptual Framework for Integrated Pest Management. *Trends Plant Sci.* 22, 759–769. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.06.010>
- Strassemeyer, J., Daehmlow, D., Dominic, A.R., Lorenz, S., Golla, B., 2017. SYNOPS-WEB, an online tool for environmental risk assessment to evaluate pesticide strategies on field level. *Crop Prot.* 97, 28–44. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.11.036>
- Strassemeyer, J., Gutsche, V., Brown, C.D., Liess, M., Schriever, C., 2003. Harmonised environmental Indicators for pesticide Risk Aquatic indicators, HAIR Report. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13571.96806>
- Taureau, J.C., Gitton, C., Laurent, F., Machet, J.M., Plas, D., 1996. Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles. COMIFER, Paris.

- Tey, Y.S., Brindal, M., 2015. Factors Influencing Farm Profitability 235–255.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-09132-7_5
- Therond, O., Duru, M., Roger-Estrade, J., Richard, G., 2017a. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 37.
<https://doi.org/10.1007/s13593-017-0429-7>
- Therond, O., Tichit, M., Tibi, A., Accatino, F., Biju-Duval, L., Bockstaller, C., Bohan, D., Bonaudo, T., Boval, M., Cahuzac, E., Casellas, E., Chauvel, B., Choler, P., Constantin, J., Cousin, I., Daroussin, J., David, M., Delacote, P., Derocles, S., De Sousa, L., Domingues Santos, J.P., Dross, C., Duru, M., Eugène, M., Fontaine, C., Garcia, B., Geijzendorffer, I., Girardin, A., Graux, A.-I., Jouven, M., Langlois, B., Le Bas, C., Le Bissonnais, Y., Lelièvre, V., Lifran, R., Maigné, E., Martin, G., Martin, R., Martin-Laurent, F., Martinet, V., McLaughlin, O., Meillet, A., Mignolet, C., Mouchet, M., Nozières-Petit, M.-O., Ostermann, O.P., Paracchini, M.L., Pellerin, S., Peyraud, J.-L., Petit-Michaut, S., Picaud, C., Plantureux, S., Poméon, T., Porcher, E., Puech, T., Puillet, L., Rambonilaza, T., Raynal, H., Resmond, R., Ripoche, D., Ruget, F., Rulleau, B., Rush, A., Salles, J.-M., Sauvart, D., Schott, C., Tardieu, L., 2017b. Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques 966.
- Thorlakson, T., Hainmueller, J., Lambin, E.F., 2018. Improving environmental practices in agricultural supply chains: The role of company-led standards. *Glob. Environ. Chang.* 48, 32–42. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.10.006>
- Tibi, A., Therond, O., 2017. Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFSE. Synthèse du rapport d'étude.
- Tiemann, L.K., Grandy, A.S., Atkinson, E.E., Marin-Spiotta, E., Mcdaniel, M.D., 2015. Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem. *Ecol. Lett.* 18, 761–771. <https://doi.org/10.1111/ele.12453>
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108, 20260–20264.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108>
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–677.
<https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Timma, L., Dace, E., Kristensen, T., Knudsen, M.T., 2020. Dynamic sustainability assessment tool: Case study of green biorefineries in Danish agriculture. *Sustain.* 12, 1–23.
<https://doi.org/10.3390/SU12187389>
- Toqué, C., Weber, S., Jouy, L., Berrodier, M., Wissocq, A., Angevin, F., Emonet, E., Vanhove, P., Viguier, L., 2019. SYSTERRE®, an online tool to describe diversified cropping systems, to calculate their performances, and assess their sustainability.
- Trevisan, M., Di Guardo, A., Balderacchi, M., 2009. An environmental indicator to drive sustainable pest management practices. *Environ. Model. Softw.* 24, 994–1002.
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.12.008>
- Tribouillois, H., Constantin, J., Casal, L., Villerd, J., Therond, O., 2022. Introducing and expanding

- cover crops at the watershed scale: Impact on water flows. *Agric. Ecosyst. Environ.* 337, 108050. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2022.108050>
- Trivino-Tarradas, P., Gomez-Ariza, M.R., Basch, G., Gonzalez-Sanchez, E.J., 2019. Sustainability assessment of annual and permanent crops: The INSPIA model. *Sustain.* 11, 1–21. <https://doi.org/10.3390/su11030738>
- Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T.O., Kleijn, D., Rand, T.A., Tylianakis, J.M., Nouhuys, S. van, Vidal, S., 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biol. Control* 43, 294–309. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.08.006>
- Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T.C., Westphal, C., Batáry, P., 2021. Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends Ecol. Evol.* 36, 919–930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tsonkova, P., Quinkenstein, A., Böhm, C., Freese, D., Schaller, E., 2014. Ecosystem services assessment tool for agroforestry (ESAT-A): An approach to assess selected ecosystem services provided by alley cropping systems. *Ecol. Indic.* 45, 285–299. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.024>
- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51, 746–755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? - A meta-analysis of European research. *J. Environ. Manage.* 112, 309–320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>
- Tzilivakis, J., Lewis, K.A., 2004. The development and use of farm-level indicators in England. *Sustain. Dev.* 12, 107–120. <https://doi.org/10.1002/sd.233>
- Tzilivakis, J., Warner, D.J., Green, A., Lewis, K.A., Angileri, V., 2016. An indicator framework to help maximise potential benefits for ecosystem services and biodiversity from ecological focus areas. *Ecol. Indic.* 69, 859–872. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2016.04.045>
- Ucar, T., Hall, F.R., 2001. Windbreaks as a pesticide drift mitigation strategy: A review. *Pest Manag. Sci.* 57, 663–675. <https://doi.org/10.1002/ps.341>
- Uhlman, B., Laginess, T., Schoeneboom, J., Saling, P., Grosse-Sommer, A., Paczkowski, N., van Gelder, R., 2016. BASF's AgBalance Methodology.
- Ulén, B., Bechmann, M., Fölster, J., Jarvie, H.P., Tunney, H., 2007. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: A review. *Soil Use Manag.* 23, 5–15. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00115.x>
- Ullah, A., Perret, S.R., 2014. Technical- and environmental-efficiency analysis of irrigated cotton-cropping systems in Punjab, Pakistan using data envelopment analysis. *Environ. Manage.* 54, 288–300. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0300-4>
- Urruty, N., Tailliez-Lefebvre, D., Huyghe, C., 2016. Stability, robustness, vulnerability and resilience of agricultural systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 36, 1–15. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0347-5>

- Uusitalo, R., Lemola, R., Turtola, E., 2018. Surface and Subsurface Phosphorus Discharge from a Clay Soil in a Nine-Year Study Comparing No-Till and Plowing. *J. Environ. Qual.* 47, 1478–1486. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.06.0242>
- Vadas, P.A., Good, L.W., Moore, P.A., Widman, N., 2009. Estimating Phosphorus Loss in Runoff from Manure and Fertilizer for a Phosphorus Loss Quantification Tool. *J. Environ. Qual.* 38, 1645–1653. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0337>
- van Capelle, C., Schrader, S., Brunotte, J., 2012. Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota - A review with a focus on German data. *Eur. J. Soil Biol.* 50, 165–181. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.02.005>
- Van Cauwenbergh, N., Biala, K., Biolders, C., Brouckaert, V., Franchois, L., Garcia Ciudad, V., Hermy, M., Mathijs, E., Muys, B., Reijnders, J., Sauvenier, X., Valckx, J., Vanclooster, M., Van der Veken, B., Wauters, E., Peeters, A., 2007. SAFE-A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120, 229–242. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.006>
- Van Der Wef, H., Zimmer, C., 1998. Un indicateur d'impact environnemental de pesticides basé sur un système expert à logique floue. *Le Courr. L'Environnement L'Inra* 36, 47–64.
- Van Der Werf, H.M.G., 1996. Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 60, 81–96. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01096-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01096-1)
- Van Der Werf, H.M.G., Petit, J., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: A comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93, 131–145. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00354-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00354-1)
- Van Ittersum, M.K., Rabbinge, R., 1997. Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *F. Crop. Res.* 52, 197–208. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(97\)00037-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(97)00037-3)
- Vanham, D., Leip, A., Galli, A., Kastner, T., Bruckner, M., Uwizeye, A., van Dijk, K., Ercin, E., Dalin, C., Brandão, M., Bastianoni, S., Fang, K., Leach, A., Chapagain, A., Van der Velde, M., Sala, S., Pant, R., Mancini, L., Monforti-Ferrario, F., Carmona-Garcia, G., Marques, A., Weiss, F., Hoekstra, A.Y., 2019. Environmental footprint family to address local to planetary sustainability and deliver on the SDGs. *Sci. Total Environ.* 693. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133642>
- Vertès, F., Jeuffroy, M.-H., Louarn, G., Voisin, A.-S., Justes, E., 2015. Légumineuses et prairies temporaires : 221–232.
- Viguié, L., Cavan, N., Bockstaller, C., Cadoux, S., Corre-Hellou, G., Dubois, S., Duval, R., Keichinger, O., Toqué, C., Toupet de Cordoue, A.L., Angevin, F., 2021. Combining diversification practices to enhance the sustainability of conventional cropping systems. *Eur. J. Agron.* 127. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126279>
- Vihervaara, P., Rönkä, M., Walls, M., 2010. Trends in ecosystem service research: Early steps and current drivers. *Ambio* 39, 314–324. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0048-x>
- Voisin, A.-S., Cellier, P., Jeuffroy, M.-H., 2015. Fonctionnement de la symbiose fixatrice de N₂ des légumineuses à graines : Impacts Agronomiques et Environnementaux. *Innov. Agron.* 43, 139–160.

- Walker, J., 2002. Environmental Indicators and Sustainable Agriculture.
- Wang, L., Li, L., Cheng, K., Pan, G., 2019. Comprehensive evaluation of environmental footprints of regional crop production: A case study of Chizhou City, China. *Ecol. Econ.* 164. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106360>
- Wang, X., Liu, W., Wu, W., 2009. A holistic approach to the development of sustainable agriculture: Application of the ecosystem health model. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 16, 339–345. <https://doi.org/10.1080/13504500903106675>
- Wauchope, R.D., 1978. The Pesticide Content of Surface Water Draining from Agricultural Fields—A Review. *J. Environ. Qual.* 7, 459–472. <https://doi.org/10.2134/jeq1978.00472425000700040001x>
- Weisberger, D., Nichols, V., Liebman, M., 2019. Does diversifying crop rotations suppress weeds? A meta-analysis. *PLoS One* 14, 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219847>
- Wezel, A., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D., David, C., 2009. Agroecology as a science, a movement and a practice. *Sustain. Agric.* 2, 27–43. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0394-0_3
- Withers, P.J.A., Haygarth, P.M., 2007. Agriculture, phosphorus and eutrophication: A European perspective. *Soil Use Manag.* 23, 1–4. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00116.x>
- Wohlfahrt, J., Colin, F., Assaghir, Z., Bockstaller, C., 2010. Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning. *Ecol. Indic.* 10, 826–839. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.01.004>
- Wohlin, C., 2014. Guidelines for snowballing in systematic literature studies and a replication in software engineering. *ACM Int. Conf. Proceeding Ser.* <https://doi.org/10.1145/2601248.2601268>
- Wustenberghs, H., Coteur, I., Debruyne, L., Marchand, F., 2015. Survey of Sustainability Assessment Methods.
- Yegbemey, R., Yabi, J., Dossa, C., Bauer, S., Nérice Yegbemey, R., Afouda Yabi, J., Sylvestre Gerbert Dossa, C., 2014. Novel participatory indicators of sustainability reveal weaknesses of maize cropping in Benin 34. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0214-9>
- Yuan, M., Fernández, F.G., Pittelkow, C.M., Greer, K.D., Schaefer, D., 2020. Soil and crop response to phosphorus and potassium management under conservation tillage. *Agron. J.* 112, 2302–2316. <https://doi.org/10.1002/agj2.20114>
- Zahm, F., 2008. IDEA: indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles. Plate forme d'évaluation Agri-Environnementale 3, 1–12.
- Zahm, F., Alonso Ugaglia, A., Barbier, J.-M., Boureau, H., Del'homme, B., Gafsi, M., Gasselin, P., Girard, S., Guichard, L., Loyce, C., Manneville, V., Menet, A., Redlingshöfer, B., 2019. Évaluer la durabilité des exploitations agricoles. La méthode IDEA v4, un cadre conceptuel combinant dimensions et propriétés de la durabilité. *Cah. Agric.* 28, 5. <https://doi.org/10.1051/cagri/2019004>
- Zahm, F., Alonso Ugaglia, A., Barbier, J.-M., Boureau, H., Del'homme, B., Gafsi, M., Gasselin, P.,

- Girard, S., Guichard, L., Loyce, C., Manneville, V., Menet, A., Redlingshöfer, B., 2018. Evaluating sustainability of farms: introducing a new conceptual framework based on three dimensions and five key properties relating to the sustainability of agriculture. The IDEA method version 4. 13th Eur. IFSA Symp. 1–5.
- Zahm, F., Alonso Ugaglia, A., Boureau, H., Barbier, J., Gasselin, P., Gafsi, M., Guichard, L., Loyce, C., Manneville, V., Ugaglia, A.A., 2015. Agriculture et exploitation agricole durables : état de l’art et proposition de définitions revisitées à l’aune des valeurs, des propriétés et des frontières de la durabilité en agriculture. *Innov. Agron.* 46, 105–125.
- Zhili, L., Jin, G., Qi, Y., 2012. Estimate of leaf area index in an old-growth mixed broadleaved-korean pine forest in northeastern China. *PLoS One* 7.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032155>

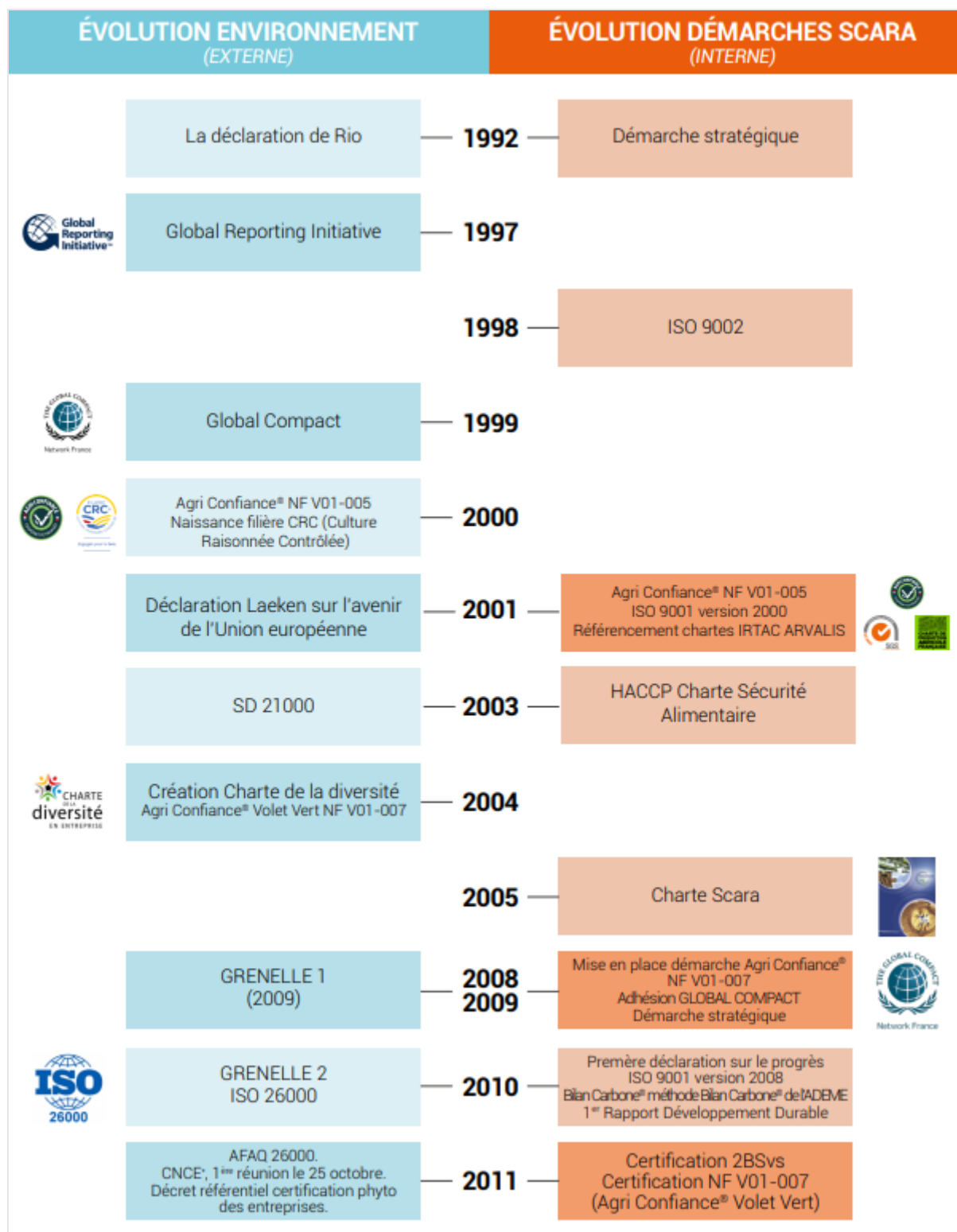
Annexes

Annexe A : Matériel supplémentaire du Matériel et méthodes

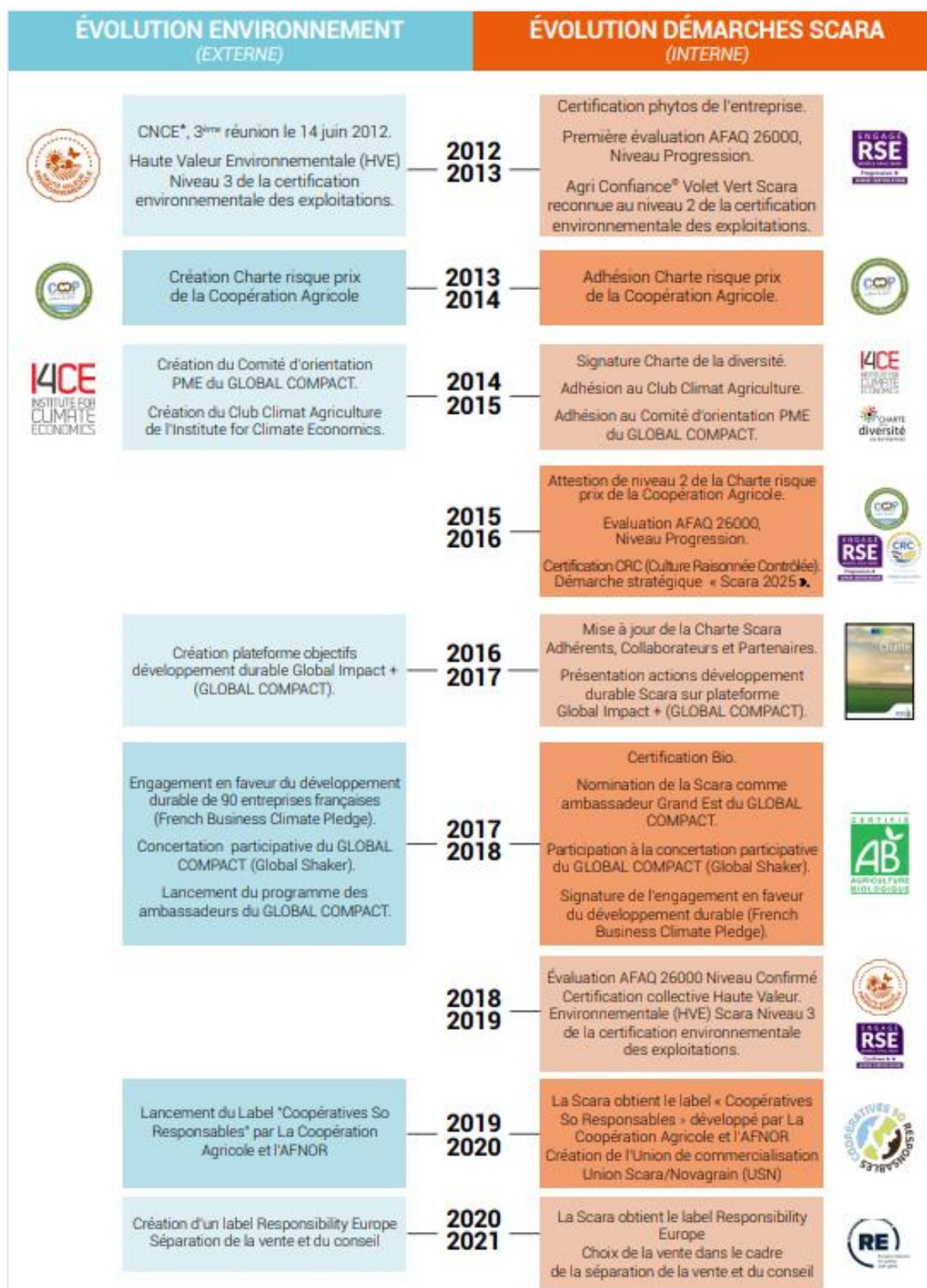
Annexe A.1 : Déclinaison des actions de la SCARA pour répondre aux objectifs de développement durable du Global Compact (Rapport de développement durable SCARA 2021).



Annexe A.2 : Évolution de la démarche de développement durable de la SCARA – Partie 1 (Rapport de développement durable - SCARA 2021).



Annexe A.2 : Évolution de la démarche de développement durable de la SCARA – Partie 2
(Rapport de développement durable - SCARA 2021)



Annexe A.3 : Exemples de successions classiques en Champagne crayeuse

- Colza d'hiver/Blé tendre hiver_Moutarde blanche/Betterave sucrière/Orge de printemps
- Orge de printemps/Colza d'hiver/Pomme de terre/Blé tendre hiver_Moutarde blanche/Betterave sucrière
- Betterave sucrière/Orge de printemps_Moutarde blanche/Oeillette/Blé tendre hiver/Colza d'hiver/Blé tendre hiver_Moutarde blanche
- Blé tendre hiver/Orge hiver/Lin oléagineux printemps/Blé tendre hiver_Vesce/Betterave sucrière/Orge printemps_Moutarde blanche/Pois protéagineux printemps
- Betterave sucrière/Orge hiver/Luzerne/Luzerne/Luzerne/Blé tendre hiver_Phacélie/Colza hiver/Orge hiver

Annexe B : Matériel supplémentaire du Chapitre 1

Appendix B.1: Glossary with key terms definitions.

Terms	Definition	References
Absolute reference value	It is based on a scientific or legal source and allow the assessment of a single system with a previously defined value.	Acostata-Alba and van der Werf 2011
Age of the method	Number of years since the method was published.	
Aggregation method	Aggregation consists of synthesising several indicators into a new one. Aggregation can be either composite in case of indicators addressing different themes, or an upscaling from a lower level to a higher spatial level.	Lairez et al. 2015; Faivre et al. 2004
Assessment type	It refers to the assessment timing (<i>ex ante</i> or <i>ex post</i> evaluation) that can be done with the selected indicators.	
Case study	It corresponds to a list of indicators selected specifically for a study.	
Dedicated method	It refers to generic sustainability assessment methods based on a list of sustainability indicators that are more or less structured within a conceptual framework.	
Emission	It encompasses substance flows from the agroecosystem (or by extension resource consumption by the agroecosystem), independently on their effect on the state of environmental compartments.	
Functioning	It encompasses the state and the functioning of the managed agroecosystem	
Impact	Impact is used as a synonym of effect in a general meaning. Refereeing to Life Cycle Assessment impact addresses either effects somewhere between emission and final effect on human and ecosystem life, and resources (midpoint impact in LCA) or final effect on human or ecosystem health or resources (endpoint impact in LCA).	Bare & Gloria 2006
Indicator	An indicator is used to provide information about a phenomenon by quantifying or qualifying it. It is employed when a phenomenon cannot be described directly because of its complexity or for reasons of feasibility.	Lairez et al. 2015
Indicator type	It refers to the indicator typology defined by Bockstaller et al. (2015) (causal indicator, predictive effect indicator, measured effect indicator).	Bockstaller et al. 2015
LCA methodology	Method included at least on indicator assessing impact linked to emission or resources used during the course of the life of a product. In farming activities, evaluation focuses on plant or animal production.	Payraudeau and van der Werf 2005
Literature type	It refers at the type of publication chosen: scientific literature if there is a peer-reviewing process or grey literature if not.	
Methodological framework	It explains the vision of sustainable development that has been adopted. It establishes the link between the dimensions of sustainable development, their breakdown into criteria, and the development and organisation of indicators.	Lairez et al. 2015
Orientation	It refers to the three orientations of sustainability (goal, management or property) in which a method can be embedded.	Hansen 1996; Alkan Olson 2001
Position on causal chain	It refers to all the steps from management to the impact of this management on people and the environment. We distinguished intermediate steps: functioning, emission and state	Payraudeau and van der Werf 2005
Production sector	Production covers by the system assessed.	
Relative reference value	It is based on indicator values at a given time or for a reference system.	Acostata-Alba and van der Werf 2011
Spatial extent	It is the area concerned by the study: this can be a region, a watershed, an irrigated area or a farm.	Faivre et al. 2004
Spatial resolution	It corresponds of observed units (the smallest areas) where information is collected.	Faivre et al. 2004
State	Physico-chemical and biological descriptors of an impacted environmental compartment (soil, water, air, resource reserves, etc).	
Sustainability	(in agriculture): is "to consider agriculture as a long term system which is meant to be productive and valuable for the human being". Therefore an agricultural system that would be able to feed the population being environmental friendly, socially acceptable and economically viable for the farmers and the society would be sustainable.	Ikerd 1993; Sadok et al. 2008; Demade 2014
Target user	It refers to person who will use the method to carry out the evaluation.	

Appendix B.2: Search strings for the literature review

Rasmussen et al. (2017) search equation in Web of science

"sustainab*"; "agricult*"; "indicator" + "commodity* OR beef OR cattle OR cocoa OR coffee OR corn OR cotton OR maize OR 'palm oil' OR rice OR rubber OR soy* OR sugarcane OR 'sugar cane' OR wheat

Lampridi et al. (2019) search equations in Scopus

Equation n°1

(TITLE-ABS-KEY (Agriculture) and TITLE-ABS-KEY ("Sustainability Assessment" or "Triple Bottom Line" or "Agricultural Sustainability") or TITLE-ABS-KEY (Farming) and TITLE-ABS-KEY ("Sustainability Assessment" or "Triple Bottom Line" or "Agricultural Sustainability") or TITLE-ABS-KEY (Agricultural) and TITLE-ABS-KEY ("Sustainability Assessment" or "Triple Bottom Line" or "Agricultural Sustainability") or TITLE-ABS-KEY (Farm) and TITLE-ABS-KEY ("Sustainability Assessment" or "Triple Bottom Line" or "Agricultural Sustainability") or TITLE-ABS-KEY (Livestock) and TITLE-ABS-KEY ("Sustainability Assessment" or "Triple Bottom Line" or "Agricultural Sustainability") or TITLE-ABS-KEY (husbandry) and TITLE-ABS-KEY ("Sustainability Assessment" or "Triple Bottom Line" or "Agricultural Sustainability") or TITLE-ABS-KEY (Tillage) and TITLE-ABS-KEY ("Sustainability Assessment" or "Triple Bottom Line" or "Agricultural Sustainability") or TITLE-ABS-KEY (Agronomy) and TITLE-ABS-KEY ("Sustainability Assessment" or "Triple Bottom Line" or "Agricultural Sustainability") or TITLE-ABS-KEY (Stockraising) and TITLE-ABS-KEY ("Sustainability Assessment" or "Triple Bottom Line" or "Agricultural Sustainability"))

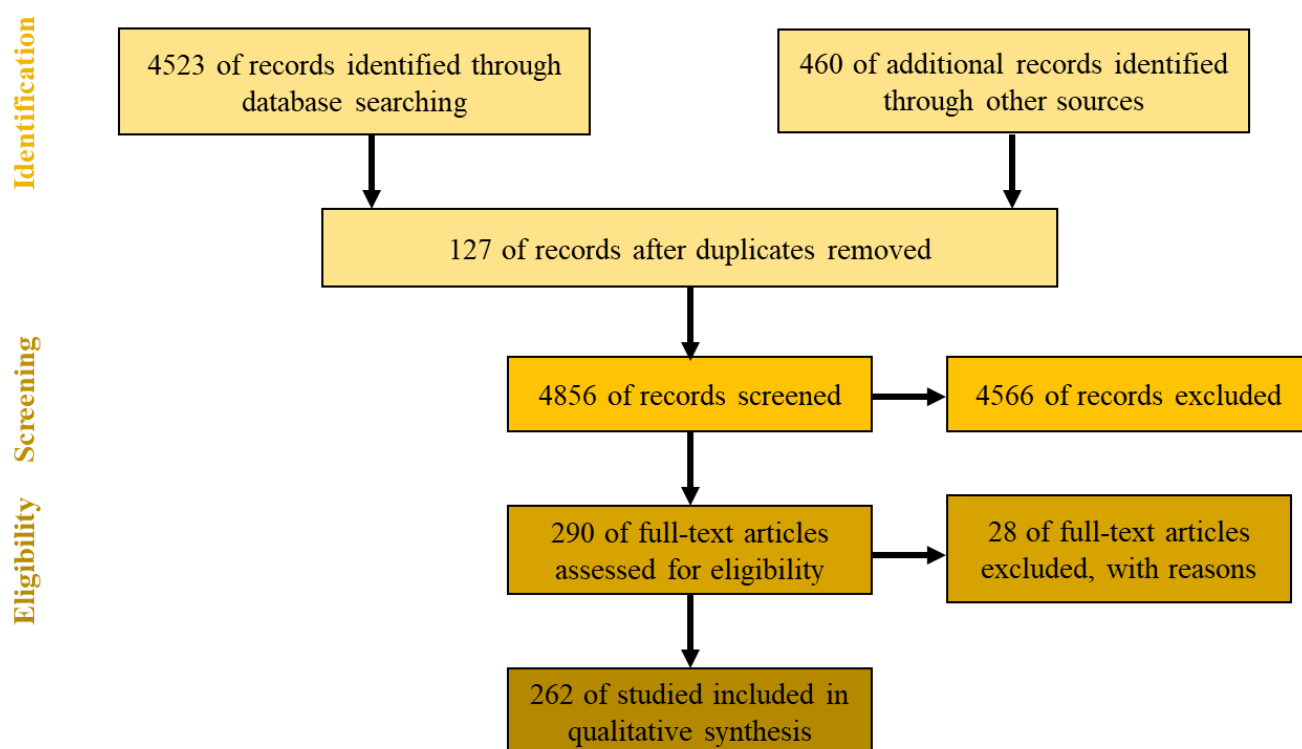
Equation n°2

(TITLE-ABS-KEY (Agriculture) and TITLE-ABS-KEY ("Environmental Assessment" or "Economic Assessment" or "Social Assessment" or "Societal Assessment") or TITLE-ABS-KEY (Farming) and TITLE-ABS-KEY ("Environmental Assessment" or "Economic Assessment" or "Social Assessment" or "Societal Assessment") or TITLE-ABS-KEY (Agricultural) and TITLE-ABS-KEY ("Environmental Assessment" or "Economic Assessment" or "Social Assessment" or "Societal Assessment") or TITLE-ABS-KEY (Farm) and TITLE-ABS-KEY ("Environmental Assessment" or "Economic Assessment" or "Social Assessment" or "Societal Assessment") or TITLE-ABS-KEY (Livestock) and TITLE-ABS-KEY ("Environmental Assessment" or "Economic Assessment" or "Social Assessment" or "Societal Assessment") or TITLE-ABS-KEY (husbandry) and TITLE-ABS-KEY ("Environmental Assessment" or "Economic Assessment" or "Social Assessment" or "Societal Assessment") or TITLE-ABS-KEY (Tillage) and TITLE-ABS-KEY ("Environmental Assessment" or "Economic Assessment" or "Social Assessment" or "Societal Assessment") or TITLE-ABS-KEY (Agronomy) and TITLE-ABS-KEY ("Environmental Assessment" or "Economic Assessment" or "Social Assessment" or "Societal Assessment") or TITLE-ABS-KEY (Stockraising) and TITLE-ABS-KEY ("Environmental Assessment" or "Economic Assessment" or "Social Assessment" or "Societal Assessment"))

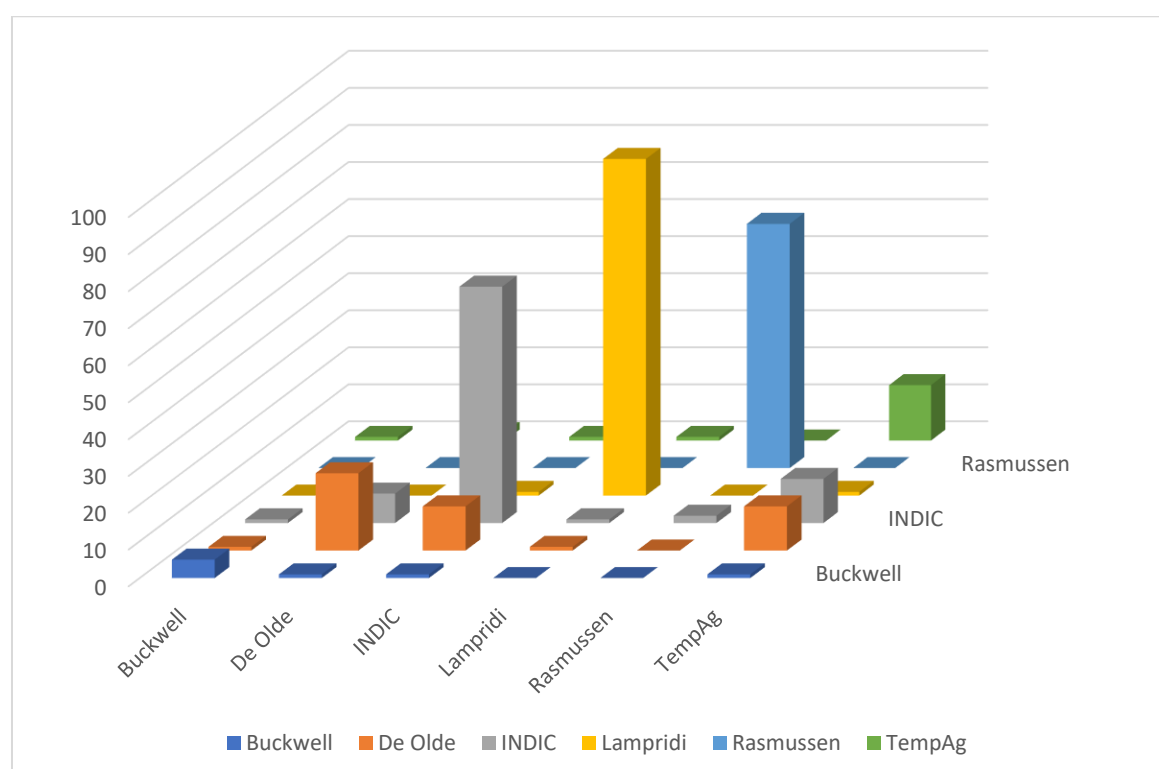
Equation n°3

(TITLE-ABS-KEY (agriculture) AND TITLE-ABS-KEY ("Life Cycle Assessment" OR lca OR "Multicriteria Decision Analysis" OR mcda OR "Sustainability Indicators" OR "KPI" OR "Cost Benefit Analysis" OR cba) OR TITLE-ABS-KEY (farming) AND TITLE-ABS-KEY ("Life Cycle Assessment" OR lca OR "Multicriteria Decision Analysis" OR mcda OR "Sustainability Indicators" OR "KPI" OR "Cost Benefit Analysis" OR cba) OR TITLE-ABS-KEY (agricultural) AND TITLE-ABS-KEY ("Life Cycle Assessment" OR lca OR "Multicriteria Decision Analysis" OR mcda OR "Sustainability Indicators" OR "KPI" OR "Cost Benefit Analysis" OR cba) OR TITLE-ABS-KEY (farm) AND TITLE-ABS-KEY ("Life Cycle Assessment" OR lca OR "Multicriteria Decision Analysis" OR mcda OR "Sustainability Indicators" OR "KPI" OR "Cost Benefit Analysis" OR cba) OR TITLE-ABS-KEY (livestock) AND TITLE-ABS-KEY ("Life Cycle Assessment" OR lca OR "Multicriteria Decision Analysis" OR mcda OR "Sustainability Indicators" OR "KPI" OR "Cost Benefit Analysis" OR cba) OR TITLE-ABS-KEY (husbandry) AND TITLE-ABS-KEY ("Life Cycle Assessment" OR lca OR "Multicriteria Decision Analysis" OR mcda OR "Sustainability Indicators" OR "KPI" OR "Cost Benefit Analysis" OR cba) OR TITLE-ABS-KEY (tillage) AND TITLE-ABS-KEY ("Life Cycle Assessment" OR lca OR "Multicriteria Decision Analysis" OR mcda OR "Sustainability Indicators" OR "KPI" OR "Cost Benefit Analysis" OR cba) OR TITLE-ABS-KEY (agronomy) AND TITLE-ABS-KEY ("Life Cycle Assessment" OR lca OR "Multicriteria Decision Analysis" OR mcda OR "Sustainability Indicators" OR "KPI" OR "Cost Benefit Analysis" OR cba) OR TITLE-ABS-KEY (stockraising) AND TITLE-ABS-KEY ("Life Cycle Assessment" OR lca OR "Multicriteria Decision

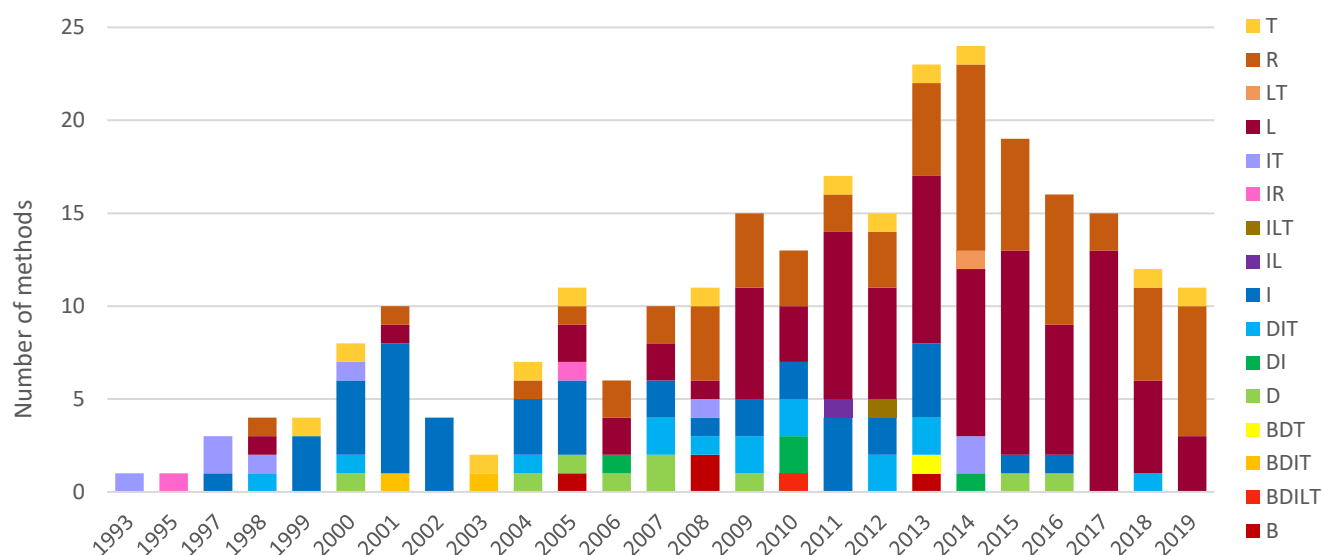
Appendix B.3: Evaluation process and key steps of our systematic review (inspired from Moher et al. 2010).



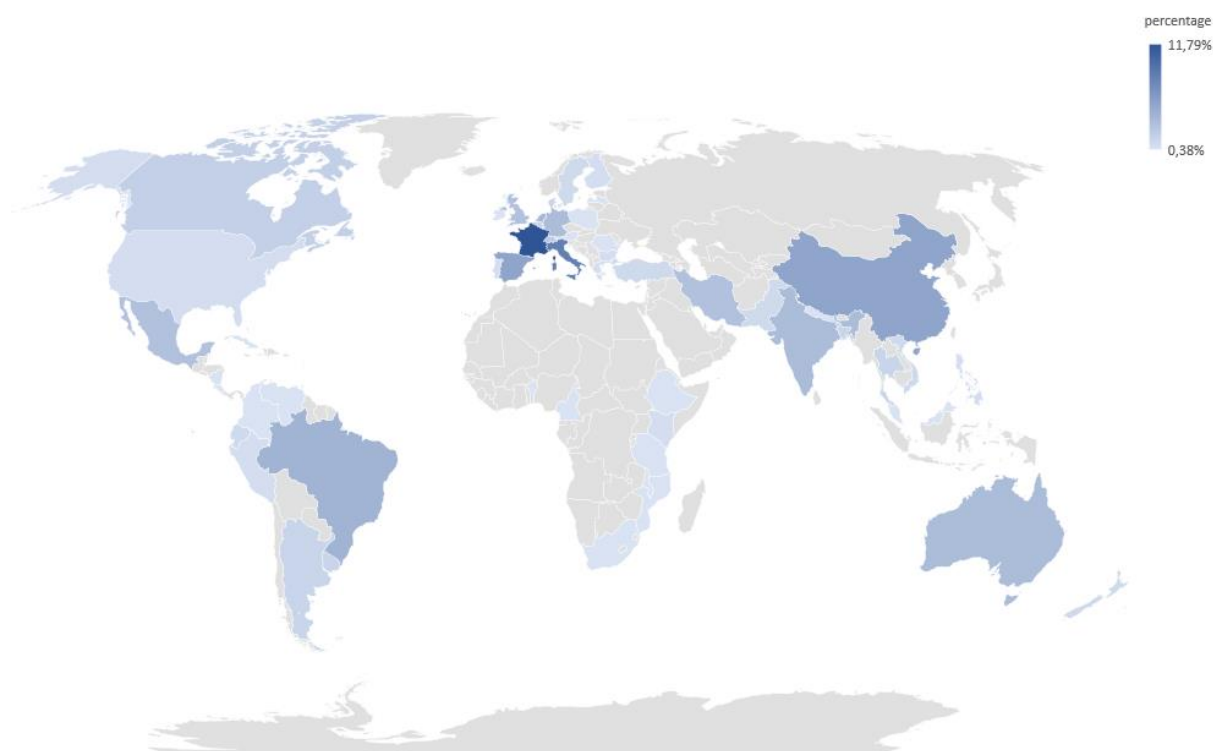
Appendix B.4: Distribution of the methods among literature references including those corresponding to scientific papers: De Olde et al. 2016; Lampridi et al. 2019 and Rasmussen et al. 2017 and to data bases: Buckwell et al. 2014; Wustenberghs et al., 2015 (TempAg); GIS GC HP2E, 2018 (INDIC). Bars in the diagonal represent the specific contributions of each source.



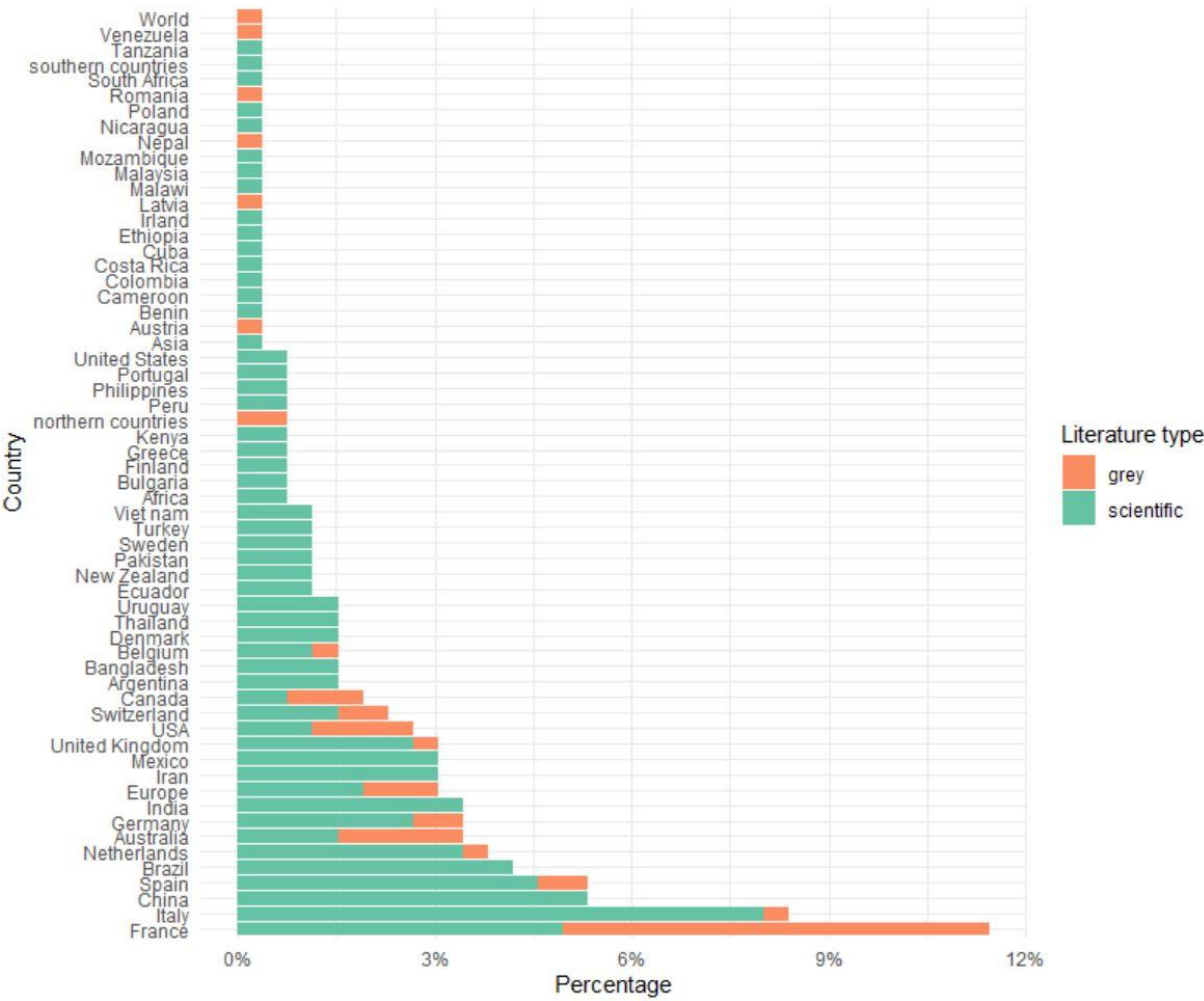
Appendix B.5: Distribution of the methods by year according to the source (T: TempAg; R: Rasmusen et al. 2017; LT: Lampridi and TempAg; L: Lampridi et al. 2019; IT: INDIC and TempAg; IR: INDIC and Rasmussen; ILT: INDIC, Lampridi and TempAg; IL: INDIC and Lampridi; I: INDIC; DIT: De Olde, INDIC and TempAg; DI: De Olde and INDIC; D: De Olde et al. 2016; BDT: Buckwell, De Olde and TempAg; BDIT: Buckwell, De Olde, INDIC and TempAg; BDILT: Buckwell, De Olde, INDIC, Lampridi and TempAg; B: Buckwell et al. 2014).



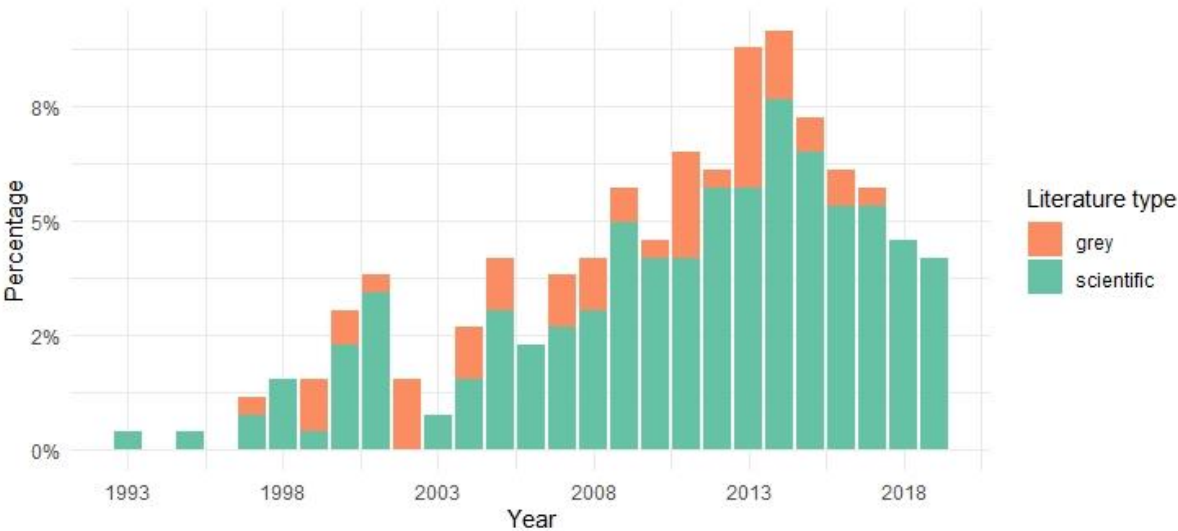
Appendix B.6: Percentage distribution of the methods by country in the reviewed documents.



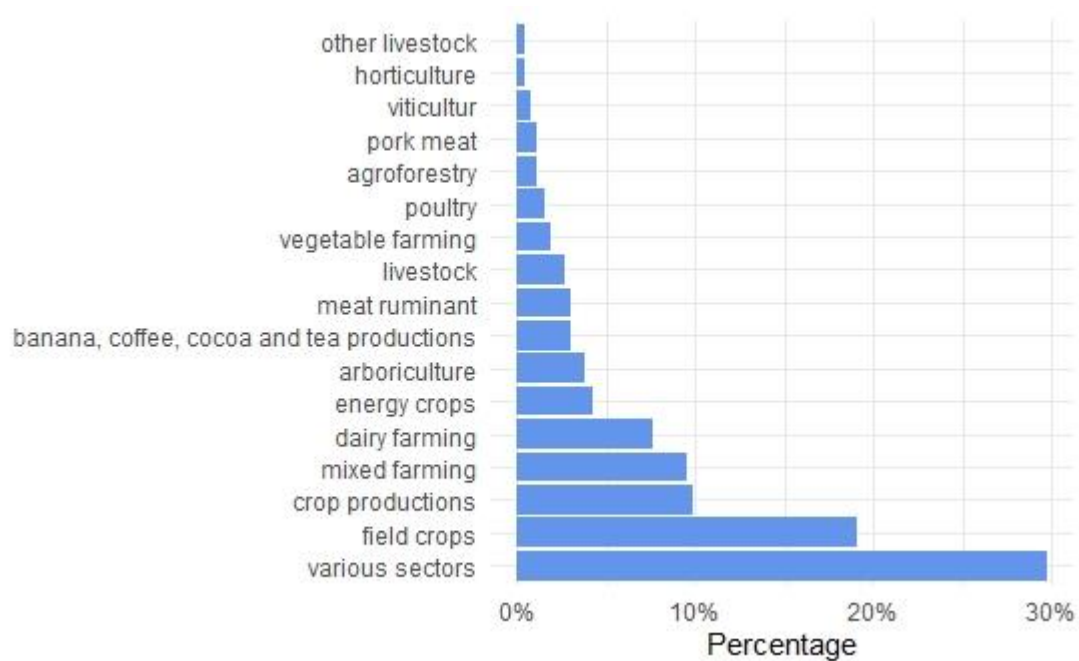
Appendix B.7: Percentage of the literature type by country.



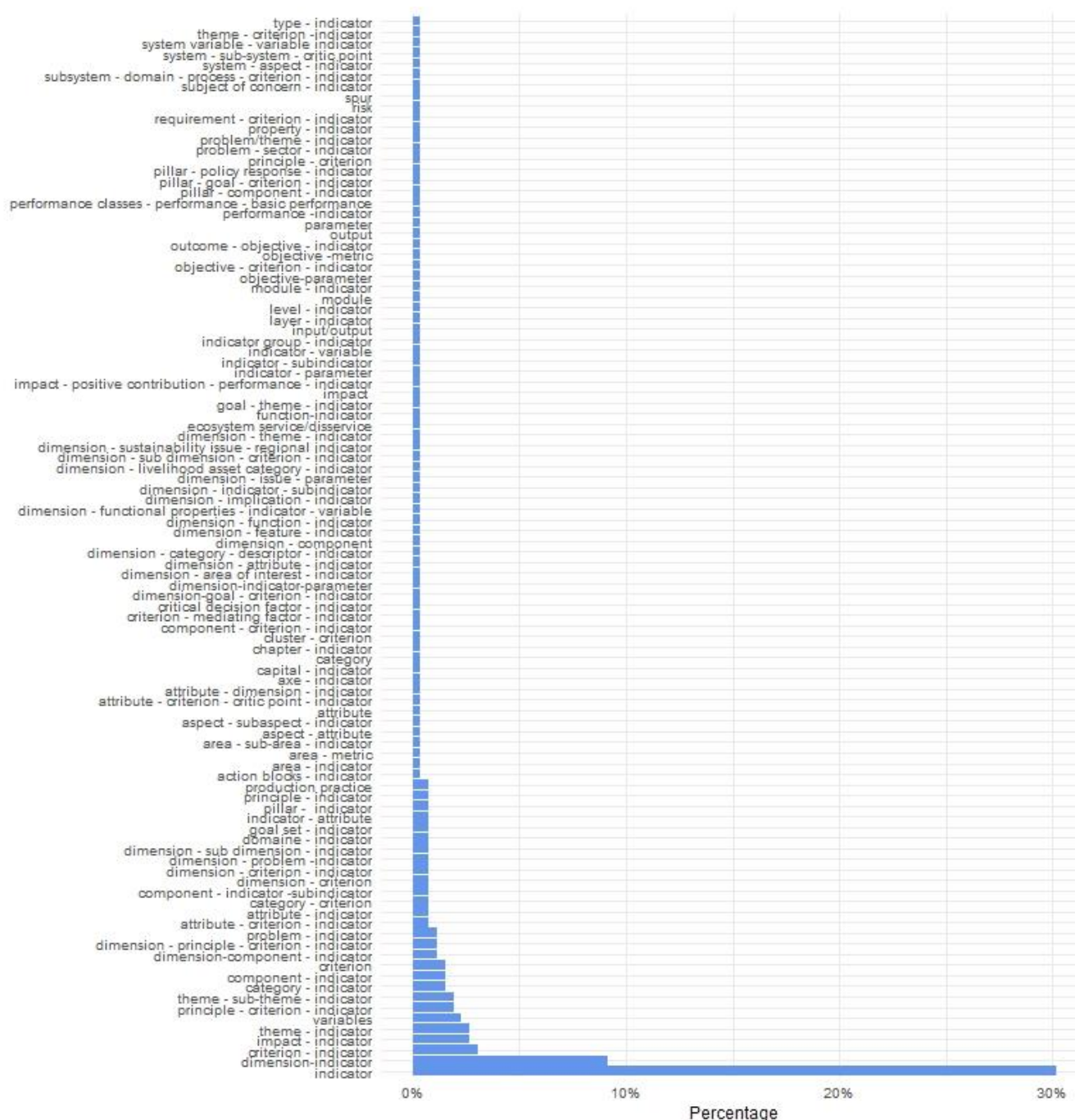
Appendix B.8: Percentage of the literature type by year.



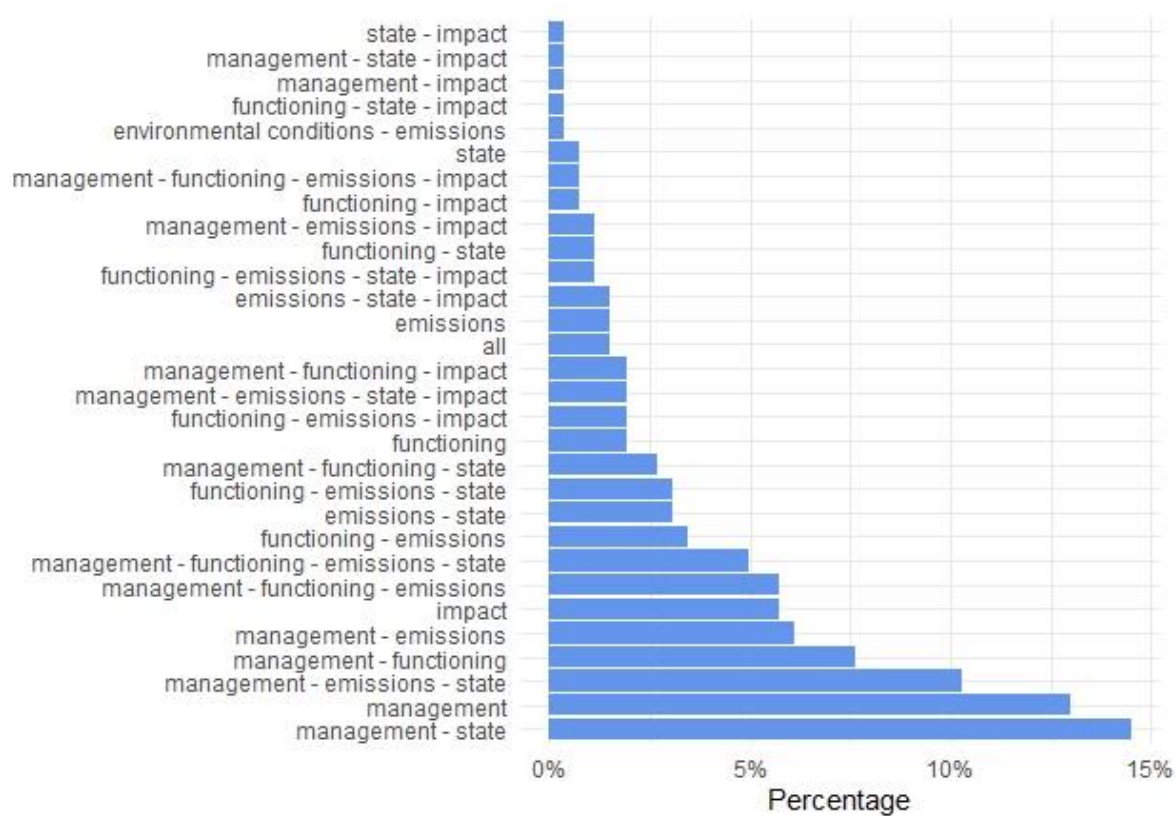
Appendix B.9: Percentage of the production type.



Appendix B.10: Percentage of the terminology used by methods.



Appendix B.11: Percentage of the position on the causal chain of the indicators.



Appendix B.12: List of all the references for the methods which were characterized.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129291>

Appendix B.13: Methods database.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129291>

Appendix B.15: Themes database.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129291>

Annexe B.14: Modalities for each descriptor with our choices explanation when if it is needed (part 1).

Descriptor	Modalities	Explanation	References
degree of genericity	methodological framework; dedicated method; case study	We have differentiated 3 degrees of genericity according to the description and presentation of methods.	Gasso et al. 2015
climate zone	temperate/tropical		De Olde et al. 2016; Rasmussen et al. 2017
country	All countries	Country of application	
year class	<5; 5-10; 10-15; 15-20; >20		
production sector	agroforestry; arboriculture; banana, cocoa, coffee and tea productions; crop productions; dairy farming; energy crops; field crops; horticulture; livestock; meat ruminant; mixed farming; other livestock; pork meat; poultry; various sectors; vegetable farming; viticulture	Grain: for animals no difference between large and small ruminants.	
application range	specific region; country of origin; other country; Europe; World		
purposes	identify the elements of an option to be improved; promote; provide knowledge; raise awareness; reporting; select, classify and rank options; simulate	provide knowledge = by default	See paper
developer	development - farmer group; industry; international agency; other; private stakeholders; public institute - government; public stakeholders; research		
target user	development - farmer group; farmer; industry; international agency; multiple actors; other; policy makers; private stakeholders; public institute; public stakeholders; research		
contribution of actors	feedback; interpretation of results; method design; none; other; total; unspecified; weighting of criteria		
involved actors	farmer; farmer - technical adviser; farmer - animator; researcher - stakeholder - farmer; farmer - rural agent; farmer - agricultural extension officer - scientist; farmer - researcher; stock farmer - policy maker; farmer - NGO worker - researcher; farmer - representative of local communities - NGO - researcher; farmer - technical adviser - scientist; farmer - technician - researcher; farmer - worker - policy maker; farmer - educator - communities - policymaker; farmer - researcher - policy maker - extension agent; scientist - farmer - politician; primary producer; consumer - industrial producer - policy maker; producers - environmentalists; industrial; technical adviser; researcher; policy maker; consumer; expert; executive - high level manager; agricultural expert - researcher; scientist - consumer - farmer; farmer - government specialist - faculty member; researcher - consumer - policy maker; researcher - industrial - retailer; landowners - government agencies - scientists; farmer - citizen - NGO - institution - industry - NGO - policy maker - scientist; farmer - advisor - researcher - consumer - dairy industry - retailer; researcher - NGO - certifying organization - firm; all; unspecified; NC		
orientation of the indicator framework	goals; goals and properties; impacts; practices; properties	If the orientation of the method is heterogeneous, the main orientation has been kept.	Alkan Olsson et al. 2009; Zahm et al. 2015
criteria organization	capital; category; compartment; compartment and functioning; dimension; DPSIR; functioning; functions; goals; impacts; indicator; input/output; practices; property; property and compartment; PSR; FSR		
terminology	All terminologies found in the methods		
clarity of goal statement	low; intermediate; high	If presence of verbs or adverbs = intermediate and if there is a least one sentence and details on the theme or practices = high.	
inclusion of ecosystem services	yes with impacts; yes separated from impacts; indirectly; no	The C storage is an example of ecosystem service including impacts (GHG emissions)	Bergez et al. 2021
sustainability dimensions	environment; environment and economic; environment and social; all three; additional dimension		
balance between dimensions	economic predominant; environmental predominant; social predominant; economic and environmental predominant; economic and social predominant; environmental and social predominant; balanced		
number of criteria	0; <5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50; >50		
causal vs. effect	causal; causal effect; effect		Bockstaller et al. 2008
position on causal chain	all; emissions; emissions - state; emissions - state - impacts; ...	Minimum rule, if 1 indicator for a component, the component is taken into account.	Payreaud et al. 2005; Bockstaller et al. 2008; Bergez et al. 2021

Appendix B.14: Modalities for each descriptor with our choices explanation when if it is needed (part 2).

Descriptor	Modalities	Explanation	References
indicator type (quantitative vs. qualitative)	qualitative; quantitative; both		Schader et al. 2014
Indicator type	causal; causal measured; causal predictive; measured; predictive; predictive effect; predictive measured; expert assessment; all		Bockstaller et al. 2015
Indicator formatting	class; other; raw value; score		
reference value	absolute; relative; both; none		
class of reference value	expert; initial value; reference system; reference year; statistic; target value; environmental limits; NC		Acosta-Alba & van der Werf 2011
number of indicators	0; <5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50; >50		
interaction between indicators	yes; no		De Olde et al. 2016
aggregation level	indicator; criterion; practices; system ranking; dimension; global sustainability		
aggregation method	sum of scores; product of scores; MAUT; AHP; DEA; mixed model; multivaried; optimization; outranking; other; various; none		
weighting	yes explicit; yes partly explicit; yes no explicit; no		
Level of LCA methodology	direct effect; LCA for energy; partial LCA; LCA	If an indicator does not come from the LCA, we select partial LCA.	Bockstaller et al. 2015
sustainability time scale	15-25; <25; undefined	Assess whether the production system studied is sustainable in the short, medium or long term.	Smyth & Dumanski 1995
assessment type	ex post; ex ante; both		Singh et al. 2009 (retrospective vs prospective)
time resolution	day; year; undefined		
time extend	rotation; year; multi-year; undefined		
inclusion of a spatial explicit method	yes; no		
spatial resolution	field; farm; territory; nation		
spatial extend	field; farm; territory; nation; continent; global		
change of organization level method	linear aggregation; statistic aggregation; disaggregation; several approaches; unspecified; none		
literature type	scientific; grey		
organisation precision	low; intermediate; high		
accuracy of indicator calculation	low; intermediate; high		

Appendix B.16: Principal modalities of the 12 descriptors for the 4 method clusters. We have ordered them according to the difference in percentage between each modality (see table below).

	M1	M2	M3	M4
age	5-10 >= 15-20 >= <20 >= ...	5-10 >= <5 >= ...	10-15 > 5-10 > ...	<5 = 5-10 >= ...
literature	grey >= scientific	scientific >>> grey	scientific >> grey	scientific >>> grey
purpose	provide knowledge >= raise awareness > ...	provide knowledge >>> select >= ...	provide knowledge >= select >= identify >= ...	provide knowledge >> identify >= select > ...
target user	farmer > ...	research >> farmer >= policy makers >= ...	research >= farmer > ...	research >= farmer >= ...
production	various sector > mixed farming > ...	various sectors >= field crops >= crop productions >= ...	field crops >= energy crops >= various sectors = mixed farming >= ...	various sectors >= field crops >= meat ruminant = dairy farming = crop productions >= ...
orientation	goals > management >= properties >= ...	goals > management >= properties >= impacts	goals >>> management >= ...	impacts = goals > properties
position	management >>> functioning >= all	management >>> functioning >= ...	management >= functioning >= emissions >= state	impact >>> emissions = functioning
indicator type	causal >= causal-measured >= all >= ...	causal-measured > causal = causal-predictive >= all >= ...	causal-predictive >= predictive >= predictive-measured >= ...	predictive >>> predictive effect
aggregation method	none >= sum of scores > ...	none > sum of scores > ...	none > mixed model = sum of scores >= ...	sum of scores = none >= MAUT = other >= outranking
assessment type	ex post >>> both	ex post >>> ex ante	ex ante >= ex post > both	ex post > ex ante >= both
LCA	direct effect > LCA for energy >= partial LCA	direct effect >>> partial LCA >= LCA for energy	direct effect >= partial LCA >= LCA for energy	LCA >> partial LCA = direct effect >= LCA for energy
spatial resolution	farm >> field = territory >= nation	farm >>> field >= territory	field > farm >= territory	farm >= field >= territory
number of method	62	124	59	17

Legend	Difference between modalities (%)	symbol
	99-75	>>>
	74-25	>>
	24-5	>
	4-1	>=

Appendix B.17: Principal modalities of the 12 descriptors for the 4 method clusters. We have ordered them according to the difference in percentage between each modality (see table below).

theme	T1	T2	T3	T4
biodiversity	no > yes	no >> yes	yes >> no	yes > no
fertilizer management	no >> yes	no >> yes	yes >= no	no >>> yes
pesticide management	yes >>> no	no >>> yes	yes >>> no	no >>> yes
GHG	no >>> yes	no > yes	yes >> no	yes >> no
soil erosion	no > yes	no >> yes	yes > no	yes >= no
N balance	no >> yes	no >= yes	yes >= no	no >> yes
SOM	no >> yes	no >> yes	yes > no	no >= yes
energy consumption	no >> yes	no >> yes	yes >= no	yes >= no
water quantity	no >> yes	no >> yes	yes = no	no >= yes
land use	no >>> yes	no >> yes	no >= yes	no >> yes
water quality	no >>> yes	no >>> yes	yes > no	yes >= no
ecosystem diversity	no >>> yes	no >>> yes	yes > no	no >= yes
crop management	no > yes	no >>> yes	yes >= no	no >>> yes
species diversity	no >>> yes	no >> yes	no >= yes	no >= yes
water management	yes >= no	no >>> yes	yes >= no	no >>> yes
crop diversity	yes >= no	no >>> yes	no >= yes	no >>> yes
NO3 leaching	no >>> yes	no >>> yes	yes >= no	no >>> yes
number of method	65	101	31	65

Legend

Difference between modalities (%)	symbol
99-75	>>>
74-25	>>
24-5	>
4-1	>=

Annexe C : Matériel supplémentaire du chapitre 2

Annexe C.1 : Critères de décision utilisés pour le choix du cadre conceptuel parmi les méthodes retenues.

Nom méthode	Année	Critères de décision
SAFE	2007	Méthode ancienne, manque de précision
DAE-G	2009	Méthode qualitative
REPRO	2010	Evaluation environnementale trop centrée sur l'azote
DEXiPM	2012	Méthode qualitative
Allahyari et al.	2016	Manque de précision
MASC-OF	2013	Méthode adaptée de MASC
Parish et al.	2016	Basée sur DEXi avec un focus énergie
DEXI-CSC	2019	Méthode qualitative

Annexe C.2 : Détails des variables et du calcul des indicateurs de SE (Keichinger, com. pers.)

Output Description	Formula	Input Description	Unit/Scale	References
Rotation effect on weed	$ES_Weed = \sum [max(CE - ((1-CE) * (1-moyenne(EP + CD))) / n - ((1-EP) * (1-moyenne(CE + CD)))) / n]$	CD : fonction de sown date (autumn, early spring or spring) of the two successive crops; CE : capacity of the crop to compete with weeds; EP : capacity of the previous crop to compete with weeds (clean crop) ; n : length of rotation ; equation between [] : calculate for each pair previous crop / current crop	[0 : 1]	1. Weisberger, D., Nichols, V., & Liebman, M. (2019). Does diversifying crop rotations suppress weeds? A meta-analysis. <i>PLOS ONE</i> , 14(7), e0219847. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219847 ; 2. Gaba, S., Fried, G., Karakou, E., Chauvel, B., & Navas, M.-L. (2014). Agroecological weed control using a functional approach: a review of cropping systems diversity. <i>Agronomy for Sustainable Development</i> , 34(1), 103–119. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0166-5
Rotation effect on disease	$ES_Disease = \sum [SED] / n * RT$	SED : succession effect on disease between current crop and its previous crop (defined for all pair current crop / previous crop) for all families of the rotation ; RT : return time defined for all crop ; equation between [] : calculate for each pair previous crop / current crop	[0 : 1]	1. Jeangros, B., & Courvoisier, N. (2019). Rotation des cultures en terres assolées (4e édition). Recherche Agronomique Suisse, 10, 4 ; 2. Ratnadass, A., Fernandes, P., Awelino, J., & Jabb, R. (2012). Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: a review. <i>Agronomy for Sustainable Development</i> , 32, 273–303.
Rotation effect on pest	$ES_Pest = \sum [SEP] / n$	SEP : succession effect between current crop and its previous crop (defined for each pair current crop / previous crop) for each succession of the rotation ; n : rotation length ; equation between [] : calculate for each pair previous crop / current crop	[0 : 1]	1. Rusch, A., Bommarco, R., Jonsson, M., Smith, H. G., & Ekborn, B. (2013). Flow and stability of natural pest control services depend on complexity and crop rotation at the landscape scale. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 50(2), 345–354. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12055
Rotation effect on nitrogen providing	$ES_N\ providing = \sum [CC + PC] / n$	CC : Score for the N providing by the current crop (N fixing) ; PC : Score for the N providing by the previous crop (mineralization of cash crop or intermediate crop) ; n : rotation length ; equation between [] : calculate for each year	[0 : 1]	1. Guillier, M., Cros, C., & Reau, R. (2020). AUTON-Améliorer l'autonomie azotée des systèmes de culture en Champagne crayeuse. <i>Innovations Agronomiques</i> , 79, 193–212; 2. Vertès, F., Jeuffroy, M.-H., Louarn, G., Voinin, A.-S., & Justes, E. (2015). Légumineuses et prairies temporaires : des fournisseurs d'azote pour les rotations. <i>Fourrages</i> , 223, 221–232.
Rotation effect on soil structuration	$ES_Soil\ structuration = \sum [(RC : MC) / n * RD]$	RC : Crops root capacity to structurate the soil (defined for each crop) ; RD : root diversity in the rotation (taproot, fibrous root) ; machinism compaction linked to harvest period ; n : rotation length ; equation between [] : calculate for each year	[0 : 1]	1. Boizard, H., Richard, G., Defosse, P., Estrade, J. R., & Boiffin, J. (2004). Etude de l'effet à moyen et long terme des systèmes de culture sur la structure d'un sol limoneux-sigileux du Nord du Bassin Parisien. <i>Etudes et Gestions des Sols</i> , 11(1), 11–20; 2. Govindin, J.-C. (2014). Les plantes de service : une alternative au travail du sol dans les systèmes de culture d'ananas. Université des Antilles et de la Guyane.
Rotation effect on pollination	$ES_pollination = f[\sum QF] / n ; PF]$	QF : quality of flowerinf (defined for each crop) ; PF : period of flowering ; n : rotation length ; equation between [] : calculate for each year	[0 : 1]	1. Hass, A. L., Kormann, U. G., Tschamtk, T., Clough, Y., Bailod, A. B., Sirami, C., Fahrigh, L., Martin, J.-L., Baudry, J., Bertrand, C., Bosch, J., Brotons, L., Burel, F., Georges, R., Gralt, D., Marcos-García, M. A., Ricarte, A., Srinivardena, G., & Batáry, P. (2018). Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. <i>Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences</i> , 285(1872), 20172242. https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2242 ; 2. Holtschuh, A., Dainese, M., González-Varo, J. P., Mudi-Stojnić, S., Riedinger, V., Rundlöf, M., Scheper, J., Wickens, J. B., Wickens, V. J., Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Smith, H. G., Vilà, M., Vujic, A., & Stefan-Dewenter, I. (2016). Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. <i>Ecology Letters</i> , 19(10), 1228–1236. https://doi.org/10.1111/ele.12657
Rotation effect on NO3 lixivation	$ES_NO3\ lixivation = \sum [1 - (CRM + SM - CA)] / n$	CRM : crop residue mineralization (score defined for each crop) ; SM : soil mineralization which depend of the harvesting date ; CA : NO3 absorption by next crop before winter ; n : rotation length ; equation between [] : calculate for each year	[0 : 1]	1. Guillier, M., Cros, C., & Reau, R. (2020). AUTON-Améliorer l'autonomie azotée des systèmes de culture en Champagne crayeuse. <i>Innovations Agronomiques</i> , 79, 193–212; 2. Vertès, F., Jeuffroy, M.-H., Louarn, G., Voinin, A.-S., & Justes, E. (2015). Légumineuses et prairies temporaires : des fournisseurs d'azote pour les rotations. <i>Fourrages</i> , 223, 221–232.
Rotation effect on soil protection	$ES_soil\ protection = \sum [1 - 2 * C * factor] / n$	C-factor : indicator defined from the length of crop presence ; n : rotation length ; equation between [] : calculate for each year	[0 : 1]	1. Gabriels, D., Gheblere, G., Schietecatte, W., & Rottiers, I. (2003). Assessment of USLE cover-management C-factors for 40 crop rotation systems on arable farms in the Kemmelbeek watershed, Belgium. <i>Soil and Tillage Research</i> , 74(1), 47–53. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00092-8 ; 2. Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., & Montanarella, L. (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. <i>Land Use Policy</i> , 48, 38–50. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021
Rotation effect on the contribution to carbone storage	$ES_Carbone\ storage = \sum [HCR] / n$	HCR : humification of crop residue (defined for each cash crop and intermediate crop) ; n : rotation length ; equation between [] : calculate for each year	[0 : 1]	Pellerin, S., Bamiere, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., & others. (2019). Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif de 4 pour 1000 et à quel coût? Synthèse du rapport d'étude.
Rotation effect on landscape value	$ES_landscape = \sum [(O + F * CCA) * TP] / 2 / n$	O : landscape openness ; F : flowering ; CCA : change of crop aspect during senescence ; TP : time of presence ; a value is define for each criteria and each crop ; n : rotation length ; equation between [] : calculate for each year	[0 : 1]	1. Schupbach, B., Jurg, X., Lindemann-Mathies, P., & Walter, T. (2016). Seasonality, diversity and aesthetic valuation of landscape plots: An integrative approach to assess landscape quality on different scales. <i>Land Use Policy</i> , 53, 27–35. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.032 ; 2. Weinstoerffer, J., & Girardin, P. (2000). Assessment of the contribution of land use pattern and intensity to landscape quality: use of a landscape indicator. <i>Ecological Modelling</i> , 130(1–3), 95–109.
Rotation effect on wildlife habitat	$ES_habitat = \sum [average(A, P) * TP] / n$	A : appearance of the crop ; P : protection of the crop ; TP : time of presence ; a value is define for each criteria and each crop ; n : rotation length ; equation between [] : calculate for each year	[0 : 1]	Keichinger, O. (2001). Evaluation de l'impact des pratiques agricoles d'exploitations de grandes cultures sur la valeur cynégétique à l'aide d'indicateurs agro-écologiques. Institut National Polytechnique de Lorraine.
Rotation effect on water use	$ES_Water = \sum [(IWC : PC) / n]$	WC : water consumption of current crop relatively to the other crop ; PC : periode of the peak of consumption of current crop ; n : rotation length ; equation between [] : calculate for each year	[0 : 1]	Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., Smith, M., & others. (1998). Crop evapotranspiration Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. <i>Fao</i> , Rome, 300(9), D05109.

Annexe C.3 : Autre méthode pour estimer la volatilisation de l'ammoniac.

P : Le coefficient de volatilisation de l'ammoniac

Le plan prévisionnel de fumure ne tient pas compte de la volatilisation des engrais liquides. Celle-ci peut être intégrée au calcul de la dose prévisionnelle en la majorant de 10 % (en sol non calcaire) ou de 15 % (en sol calcaire).

Avant chaque apport, il est possible d'utiliser la grille d'évaluation du risque de volatilisation ci-dessous. Celle-ci prend en compte les conditions pédoclimatiques.

Critères pris en compte pour estimer le coefficient de volatilisation de l'ammoniac.

			Note	Situation
Sol	pH	pH < 7	0	
		7 < pH < 7.5	2	
		pH > 7.5	3	X
	CEC	< 120 meq / kg de terre	2	X
		> 120 meq / kg de terre	0	
Climat	Pluviométrie prévue à 3 jours	< 10 mm / 3 jours	4	
		> 10 mm / 3 jours	0	
	Vitesse du vent	< 19 km /h	0	
		> 19 km / h	2	
	Température jour de l'apport	< 6 °C	0	
		6 à 13 °C	3	
		> 13 °C	6	
Note globale =				

En fonction de la note globale, la dose d'azote, pour un apport en solution azotée, peut être majorée :

- Note globale < 4 : 0 %
- Note globale entre 4 et 8 : 5 %
- Note globale entre 9 et 13 : 10 %
- Note globale > 13 : 15 %

Dans les sols de craie de notre cas d'étude, avec des conditions optimales d'apport d'azote, c'est-à-dire une pluviométrie supérieure à 10 mm dans les trois jours, un vent faible inférieur à 19 km/h et une température inférieure à 6 °C au moment de l'apport, la note globale est de 5. Cela signifie que la dose d'azote peut être majorée de 5 %.

Dans les conditions les moins optimales, c'est-à-dire peu de pluie prévue, un vent fort et une température supérieure à 13 °C le jour de l'apport, la note globale est de 17 soit une majoration de la dose d'azote de 15 %.

Annexe C.4 : Calcul des composantes de l'indicateur I-N. Les valeurs sont exprimées en kg N/ha à l'exception des valeurs inférieures à 1 ou avec une autre unité – Partie 1 (Bockstaller et al. en préparation).

Component	Explication	Example
I-NO3	$I-NO3 = I-NO3f + I-NO3h$ Where I-NO3: nitrate leaching (kg NO3-N) I-NO3f : nitrate leaching (kg NO3-N) after fertilization I-NO3h: nitrate leaching (kg NO3-N) after harvest	
Leaching factor (LF)	Simplified Burn's equation $LF = (D/(D+V/10))^z$ Where D: drainage (mm) V: volumetric water field capacity z: depth factor	Sandy soil : V=0.15, silty soil: V=0.30, clayly soil V=0.45 z = soil depth (cm) if nitrogen at surface (after fertilization) z = soil depth/2 if nitrogen in soil profile is homogeneous (after harvest)
I-NO3 after fertilization	$I-NO3f = N_f \cdot LF \cdot a$ Where N _f : fertilizer rate a: availability factor N $a = (d_i - d_f)/(d_i - d_1)$ Where d _f : fertilisation date d _i : date of intensive growth d ₁ : date where a = 1	Winter wheat, winter rapeseed d _i = d ₁ + 110 d ₁ = January 1 st Sugar beet d _i = d ₁ + 100 d ₁ = sowing date Maize d _i = d ₁ + 80 d ₁ = sowing date

Annexe C.4 : Calcul des composantes de l'indicateur I-N. Les valeurs sont exprimées en kg N/ha à l'exception des valeurs inférieures à 1 ou avec une autre unité – Partie 2 (Bockstaller et al. en préparation).

Component	Explication	Example
I-NO ₃ after harvest	I-NO₃h = SMNdr . LF Where SMNdr = soil mineral nitrogen at beginning of drainage SMNdr = SMNh + Nminres + Nminsoil + Xh – Nccup -Ncup Where SMNh : soil mineral nitrogen at harvest Nminres: mineralization (or immobilisation) due to crop residues Nminsoil: mineralization of soil organic matter after harvest Nccup and Ncup: nitrogen utpaken by catch crop (cc) or crop (c) before drainage: SMNh = f(X-X_R) Where X= fertilizer rate X_R= recommended rate Nminsoil = Nminsoily*Ic Where Nminsoily: yearly soil mineralization of organic matter (Taureau et al., 1996) Ic: faction of Nminsoily not uptaken by crop	SMN at harvest = minimum value if $X - X_R \leq 0$ SMN at harvest = $0.5 \cdot (X - X_R)$ if $X - X_R > 0$ Nminres: =20 for winter rapeseed = 0 for cereal straw (removed) = -20 for wheat straw (ploughed in) = for maize straw = 20 for sugar beet Ic for winter rapeseed = 0.60 Ic for winter wheat = 0.50 Ic for maize = 0.30 Ic for sugar beet = 0 Nccup = 10-80 Ncup for winter rapeseed = 10-100 Ncup for winter wheat=5-35 Ncup for maize, sugar beet = 0
I-NH ₃	I-NH₃ = TAN * CNH₃ Where I_{NH₃} = Ammoniac volatilization TAN : total ammoniac nitrogen CNH₃: volatilization factor	For mineral fertilizer, TAN = nitrogen content*rate For organic fertilizer: TAN = mineral nitrogen content * rate In summer without incorporation, soil rich in limestone For ammonium nitrate CNH₃ = 0.3 For diammonium phosphate CNH₃ = 0.15 For N solution CNH₃ = 0.15 For urea CNH₃ = 0.18
I-N ₂ O	I-N₂O = X . c_{N₂O} . ci Where I-N₂O = Ammoniac volatilization TAN : total ammoniac nitrogen c_{N₂O}: emission factor ci: correction factor	c_{N₂O} = 0.0125 if $X - X_R \leq 0$ Additional term: $0.0175 \cdot (X - X_R)$ if $X - X_R > 0$ For peat soil ci = 2 If only hydromorphic ci = 1.25 If irrigation = 1.20 Different correction factor are multiplied

Annexe C.5 : Calcul de l'albédo d'une parcelle

Si absence de culture intermédiaire

$$\text{Albedo} = [\text{durée}_{\text{sol nu}} * \text{albedo du sol} + \text{durée}_{\text{cp1}} * (\text{albedo culture} + \text{albedo sol}) / 2 + \text{durée}_{\text{CP}} * \text{albedo culture} + \text{durée}_{\text{cp2}} * (\text{albedo culture} + \text{albedo sol}) / 2] / \text{durée}_{\text{tot}}$$

Avec

$$\text{durée}_{\text{tot}} = \text{date semis culture suivante} - \text{date semis précédent}$$

$$\text{durée}_{\text{sol nu}} = \text{MAX} (0 ; \text{durée}_{\text{tot}} - \text{durée}_{\text{cp1}} - \text{durée}_{\text{CP}} - \text{durée}_{\text{cp2}})$$

$\text{durée}_{\text{cp1}}$: définie avec les courbes de couverture de sol d'I-Phy3 ; précoce pour le sud et tardif pour le nord. Date de semis réelle.

durée_{CP} : date de couverture maximale définie avec la couverture de sol d'I-Phy jusqu'à la date de récolte réelle.

$\text{durée}_{\text{cp2}}$: 1 mois à partir de la date de récolte (si absence de culture intermédiaire).

Si présence de culture intermédiaire :

$$\text{Albedo} = [\text{durée}_{\text{sol nu}} * \text{albedo du sol} + \text{durée}_{\text{cp1}} * (\text{albedo culture} + \text{albedo sol}) / 2 + \text{durée}_{\text{CP}} * \text{albedo culture} + \text{durée}_{\text{cp2}} * (\text{albedo culture} + \text{albedo sol}) / 2 + \text{durée}_{\text{ci}} * (\text{albedo culture intermédiaire} + \text{albedo sol}) / 2 + \text{durée}_{\text{CI}} * \text{albedo culture intermédiaire}] / \text{durée}_{\text{tot}}$$

Avec

$$\text{durée}_{\text{tot}} = \text{date semis culture suivante} - \text{date semis précédent}$$

$$\text{durée}_{\text{sol nu}} = \text{MAX} (0 ; \text{durée}_{\text{tot}} - \text{durée}_{\text{cp1}} - \text{durée}_{\text{CP}} - (\text{durée}_{\text{cp2}} - \text{durée}_{\text{CI}} - \text{durée}_{\text{ci}}))$$

$\text{durée}_{\text{cp1}}$: définie avec les courbes de couverture de sol d'I-Phy3 ; précoce pour le sud et tardif pour le nord. Date de semis réelle.

durée_{CP} : date de couverture maximale définie avec la couverture de sol d'I-Phy jusqu'à la date de récolte réelle.

$$\text{durée}_{\text{cp2}} = \text{date de travail du sol} - \text{date de récolte}_{\text{cp}}$$

ou $\text{date de semis}_{\text{ci}} - \text{date de récolte}_{\text{cp}}$ (si la date de travail du sol n'est pas renseignée)

$$\text{durée}_{\text{ci}} = 42 + 30 = 72 \text{ jours}$$

$$\text{durée}_{\text{CI}} = \text{MAX} (0 ; (\text{date incorporation} - \text{date semis} - \text{durée}_{\text{ci}}))$$

Remarque : pour la durée_{ci} , on a simplifié. On a fait l'hypothèse qu'il faut 42 jours pour que la culture atteigne son couvert maximal et il faut un mois pour dégrader les résidus.

Annexe D : Matériel supplémentaire de l'article présentant I-BIO (article 2)

Definition of aggregation rules or utility functions

Instead using the semi-automatic procedure where the user only parametrises the weighting, we corrected manually aggregation rules in order to ensure transparency of the aggregation, to avoid an unbalanced distribution of outputs as observed with the semi-automatic procedure, and to limit compensation between variables. Regarding the first point, we noticed that actually for a given set of weights, DEXi proposes one possibility of aggregation rules, without any explanation, while other aggregation could be set (Figure S1). We also observed that a semi-automatic procedure tends to deliver an unbalance distribution with a higher frequency of intermediate classes (e.g. "low to medium" or "medium to high") than extreme ones (e.g. "low" or "high"). Such uneven distribution contributes to reduce the sensitivity of the model (Craheix et al., 2015). Last, when compensation is allowed between variables, the model will not discriminate situation with all variables at a medium level from situations, with a same number of variables, which are respectively at a high and low level, in spite of the difference of both situations (Bockstaller et al., 2017).

To do so, we first used the DEXi functionality that makes possible the exportation of aggregation rules in an Excel file. This operation leads to the transformation of the qualitative classes of input and output variables in quantitative one. Then, we calculated the mean of each input variables to discriminate cases and ranked decision rules according to their average. We had then enough information to modify the aggregation rules. As the aim was to limit compensation effects, we checked decision rules with big gap between variables and correct the final score if needed. For example, if two variables got a score of 1 and a third variable a score of 3. DEXi will assign 2 as final score. It's typically a case where there is a compensation effect. To tackle it, we decided by expert knowledge the score to assign to this decision rule. In this specific case the decision rule is: if there are two variables with a score of 1 assign 1 for the final score. Another case: two variables got a score of 1 and the third variable a score of 4. The average is in this case 2 and DEXi put 2 as final score. The decision rule for this case is to subtract one from the mean, the final score will be 1.

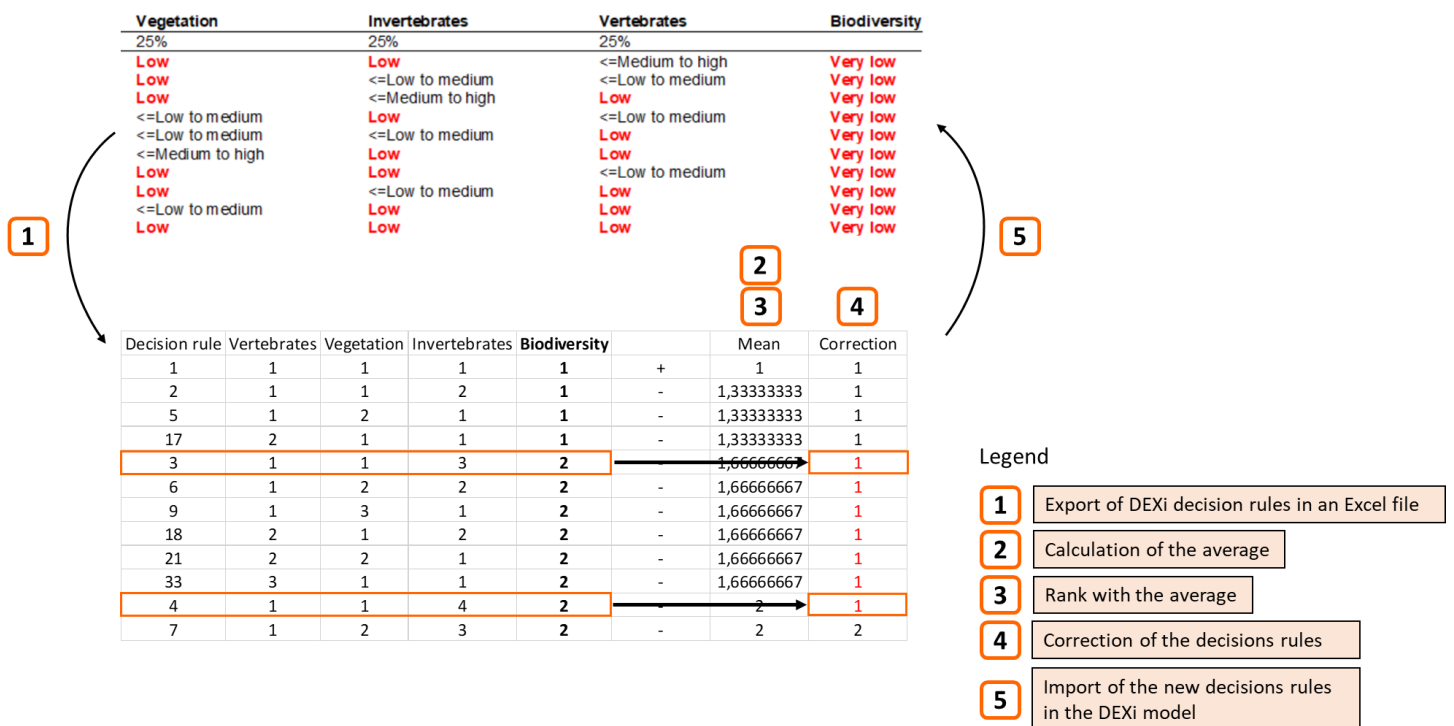


Figure S1: Illustration of the procedure followed to modify the decision rules.

Annexe E : Matériel supplémentaire du chapitre 3 (partie A)

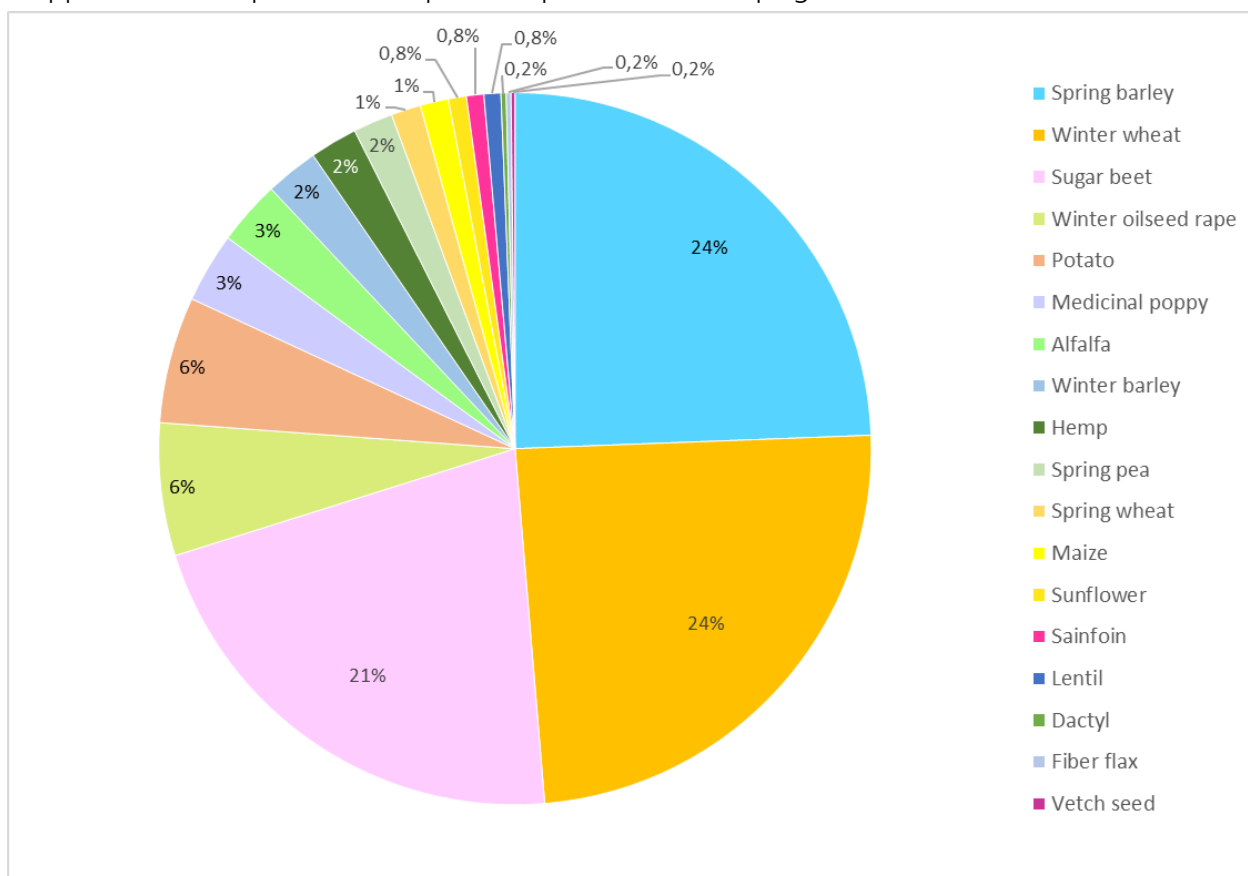
Appendix E.1 : Liste des indicateurs retenus pour la méthode d'évaluation de la durabilité en milieu agricole.

Impact indicator	Abreviation	Calculator	Reference (for the tool)
Soil compaction control	MESS	Excel sheet	This article
Nitrates losses	NO3	INDIGO I-NO3 Excel sheet	Bockstaller and Girardin 2008
Phosphorus losses	P_losses	Excel sheet	This article
Total Treatement Frequency Index	Total_TFI	SYSTERRE®	Toqué et al. 2019
Pesticides contamination (ground water)	RCeso	INDIGO I-Ph3 Excel sheet	Pierlot et al. submitted
Pesticides contamination (surface water)	RCesu_rd	INDIGO I-Ph3 Excel sheet	Pierlot et al. submitted
Pesticides contamination (air)	RCair_vol	INDIGO I-Ph3 Excel sheet	Pierlot et al. submitted
Ammonia volatilization	NH3	INDIGO I-NH3 Excel sheet	Bockstaller and Girardin 2008
Climate regulation (Greenhouse effect)	GHG	SYSTERRE® (total GHG emission) INDIGO I-N2O Excel sheet (N2O emissions)	Toqué et al. 2019
Erosion/Run-off	MERO	Excel sheet	This article
Organic matter losses		AMG model	Clivot et al. 2019
Phosphorus pressure	P_min	SYSTERRE®	Iocola et al. 2020
Energy pressure	Energy_pressure	SYSTERRE®	Toqué et al. 2019
Biodiversity conservation	I_BIO	DEXi software I-BIO	Soulé et al. submitted
Ecosystem services			
Physical soil protection	Soil_protection	Excel sheet	Keichinger et al. 2021
soil structuration	Soil_st	Excel sheet	Keichinger et al. 2021
Nitrogen fertility	N_provision	Excel sheet	Keichinger et al. 2021
Avoid nitrogen losses	N_loss	Excel sheet	Keichinger et al. 2021
Weed control	Weed	Excel sheet	Keichinger et al. 2021
Pest control	Pest	Excel sheet	Keichinger et al. 2021
Pollination	Pollination	Excel sheet	Keichinger et al. 2021
Disease control	Disease	Excel sheet	Keichinger et al. 2021
Habitat associated to crop	Habitat	Excel sheet	Keichinger et al. 2021
Landscape	Landscape_value	Excel sheet	Keichinger et al. 2021
Crop water consumption	Water	Excel sheet	Keichinger et al. 2021
Climate regulation (C storage)	C_storage	AMG model	Clivot et al. 2019
Climate regulation (Albedo)	Albedo	Excel sheet	This article
Carbon balance	C_balance	Excel sheet	Ceschia et al. 2017
Causal indicator			
Total mineral nitrogen inputs	N_min	SYSTERRE®	Toqué et al. 2019
Global nitrogen balance	GNB	SYSTERRE®	Toqué et al. 2019
Phosphorus balance	P_balance	SYSTERRE®	Toqué et al. 2019
Percentage of forest	Perforest	Calculated with ArcGIS tool	Huin (personal com.)
Economic indicator			
Energy production	Energy_prod	SYSTERRE®	Toqué et al. 2019
Gross Margin	Gross_margin	SYSTERRE®	Toqué et al. 2019
Mecanisation costs	Meca_cost	SYSTERRE®	Toqué et al. 2019
Production cost	Prod_cost	SYSTERRE®	Toqué et al. 2019
Social indicator			
Working time	Work_time	SYSTERRE®	Toqué et al. 2019

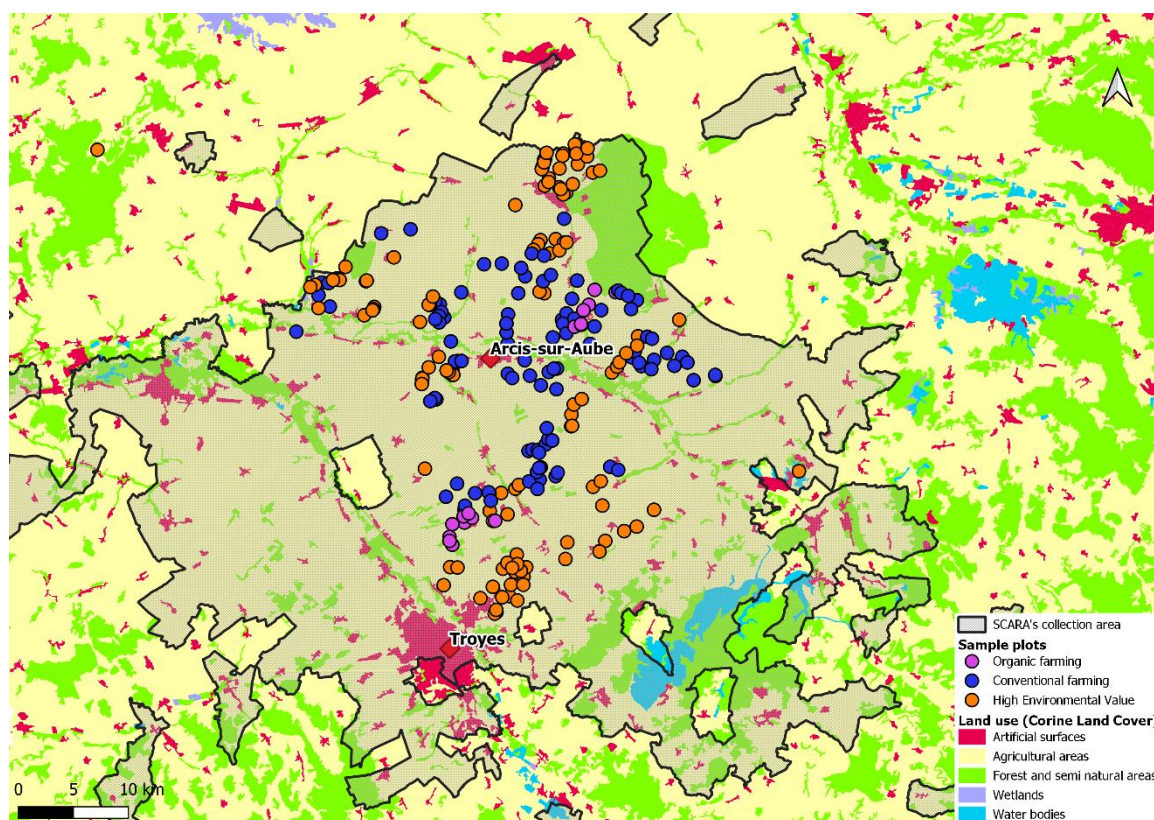
Appendix E.2 : Synthèse des indicateurs innovants développés durant la thèse.

Indicator	Original method	Modifications	Input variables	Unit/range of output variables	Overview of calculation method	References
Albedo	NC	New indicator	Soil albedo Crop albedo	Values between 0 and 1.	Weighting average of the albedo values of the soil and the crop.	
I-BIO	NC	New indicator	Management variables (fertilizer input, number of treatment, soil tillage) and landscape variables (field size, percent of semi-naturel habitat).	3 classes for the input variables 4 classes for all taxonomic groups, the anthropogenic pressures and the trophic resources 5 classes for the overall biodiversity (I-BIO)	The overall biodiversity is aggregated with the 4 taxonomic groups with equal weightings. The invertebrate group is splitted in two sub-groups: the soil invertebrates and the flying invertebrates. Each taxonomic group and the two sub-group are aggregated with the anthropogenic pressures and the trophic resources except for the vegetation which is aggregated with the regional intensification and weeds.	Soulé et al. submitted
MESS	MASC 2.0	Implementation on Excel calculator	X1 : Soil structure degradation X2 : Soil structure regeneration	4 classes for each variable.	X1 and X2 aggregated by DEXi with respectively 60% and 40%.	Craheix et al. 2012
MERO	MASC 2.0 & C factor	Qualitative to quantitative using the CONTRA method (Bockstaller et al. 2017) Modification of weightings	SENS: field sensitivity to run-off and erosion DCPR: default of soil cover during period with risk of run-off MESS: control of the soil state structure	Score between 0 and 5. Score between 0 and 1. Score between 1 and 4.	SENS, DCPR, MESS aggregated by the CONTRA method with respectively 40%, 40% and 20%. If SENS favourable then MERO = 10.	
Phosphorus losses	MASC 2.0 & Buczko (2007)	Qualitative to quantitative using the CONTRA method (Bockstaller et al. 2017) Integration of the variable of strip grass as buffer. Modification of weightings	MERO: erosion X2: soil phosphorus level X3: phosphorus input X4: strip grass width	Score between 0 and 10. Value between 10 and 100. Value between 0 and 120. Value between 0 and 9.	MERO, X2, X3 and X4 aggregated by the CONTRA method with respectively 30%, 30%, 30% and 10%. If MERO favourable then PP=10.	

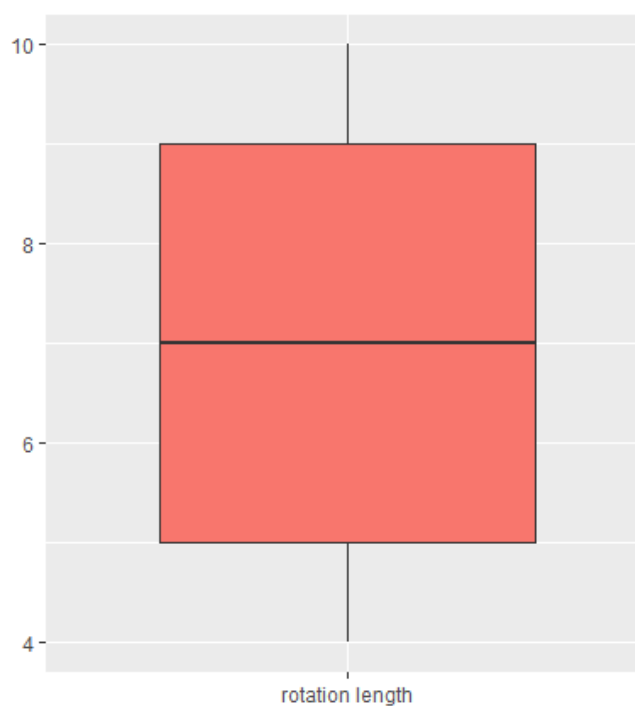
Appendix E.3: Proportion of crops in the plots for the campaign 2020.



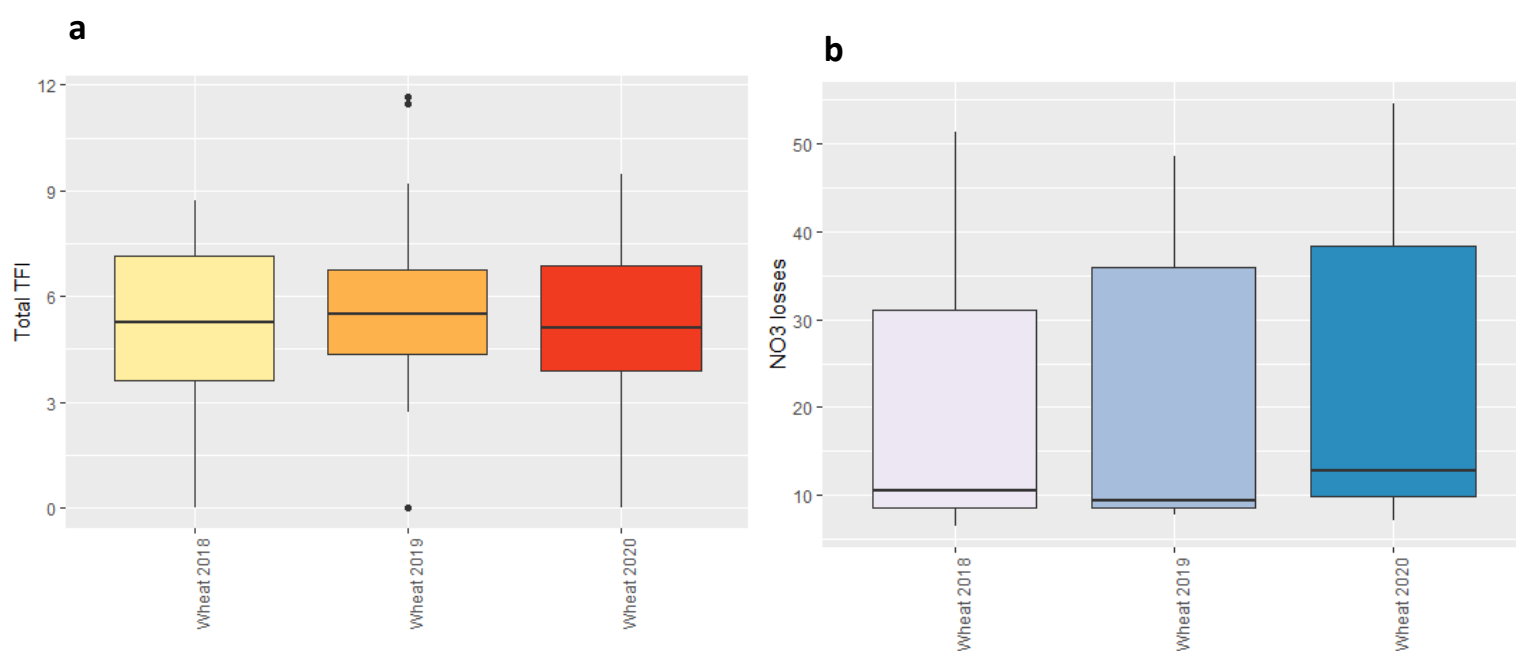
Appendix E.4: Localisation of the 250 plots in the case study, Champagne crayeuse (France).

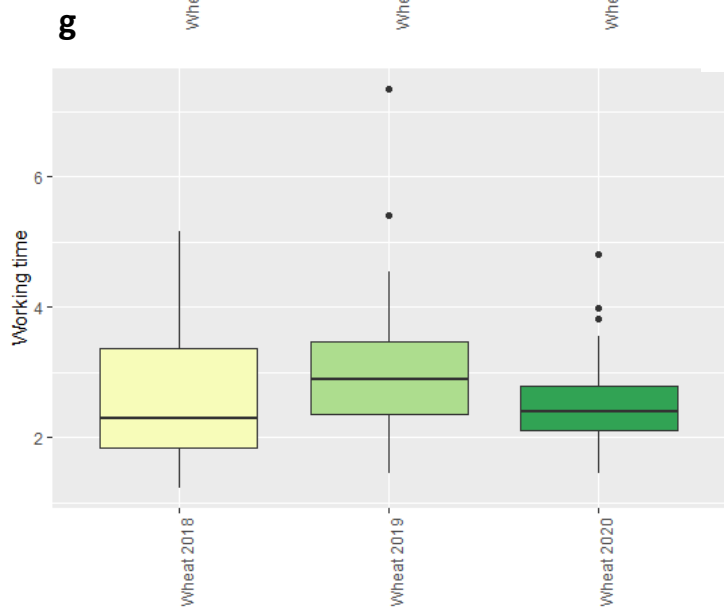
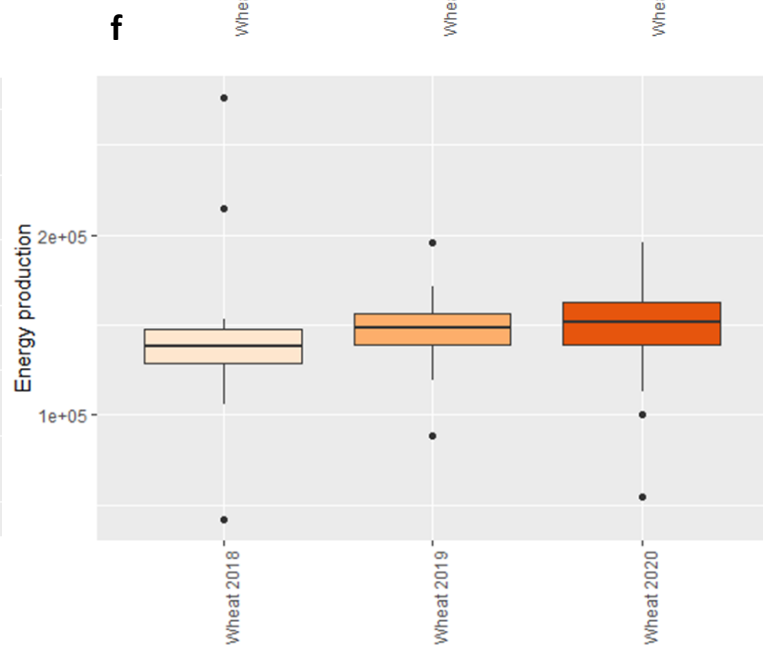
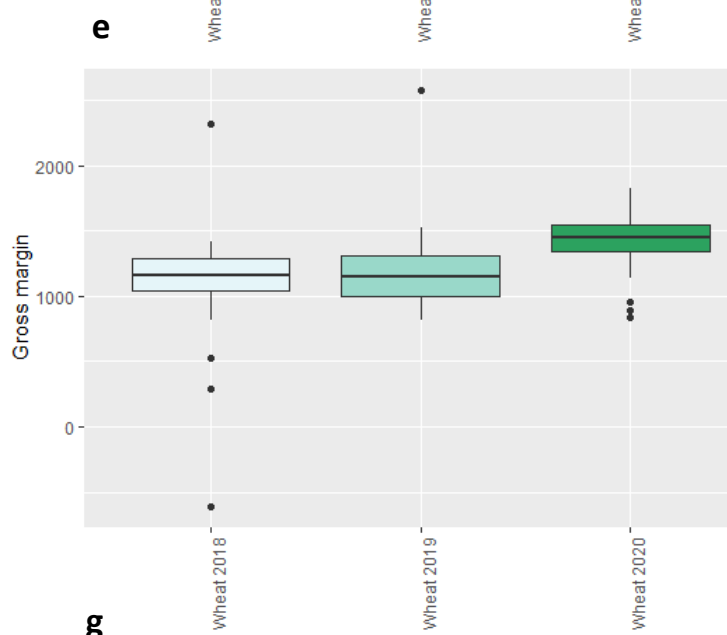
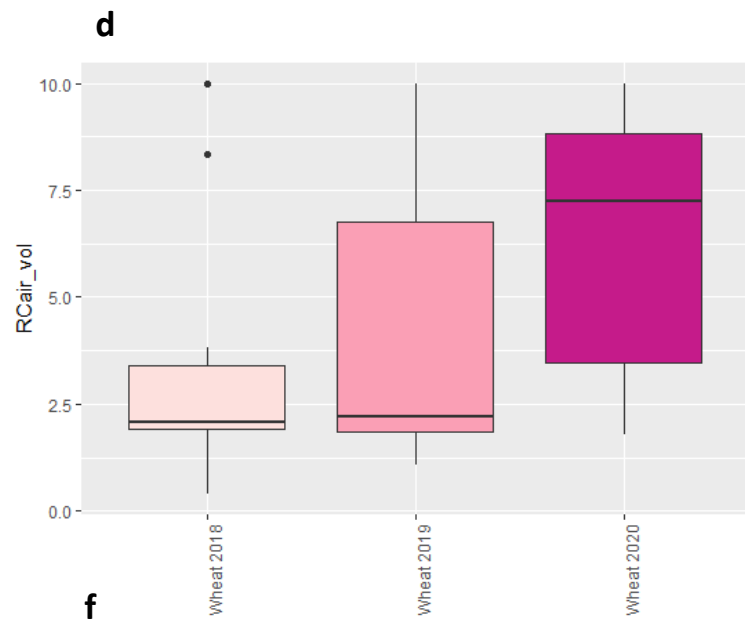
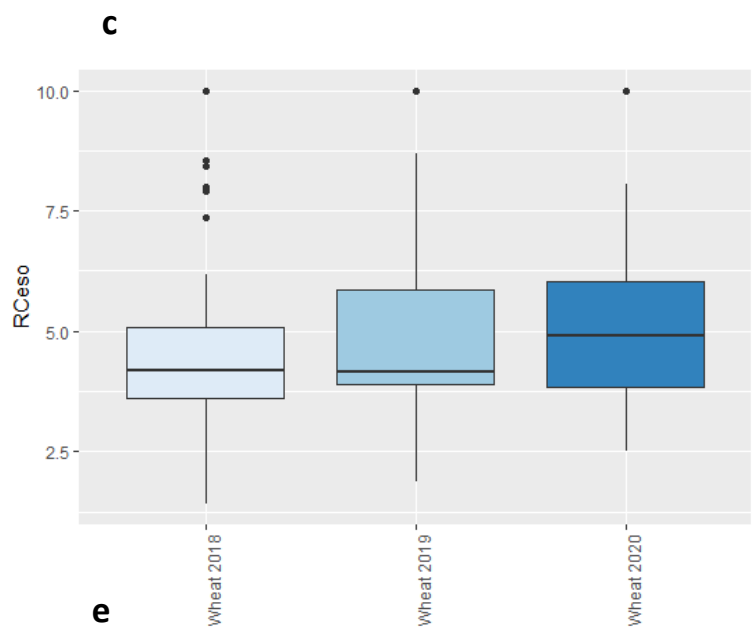


Appendix E.5: Boxplot of the rotation length of our sample.

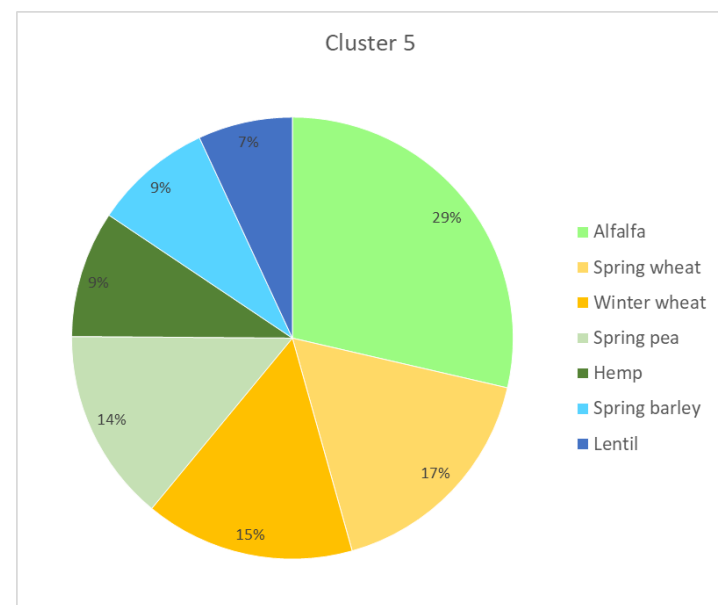
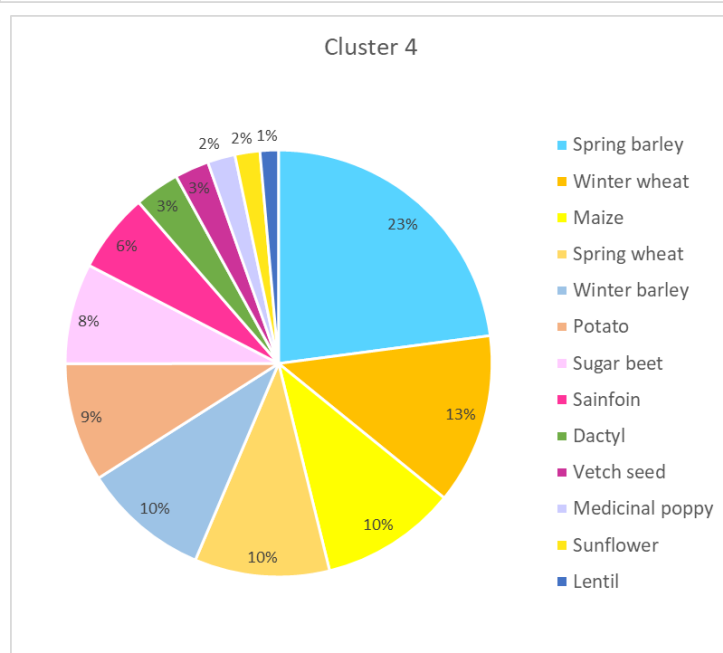
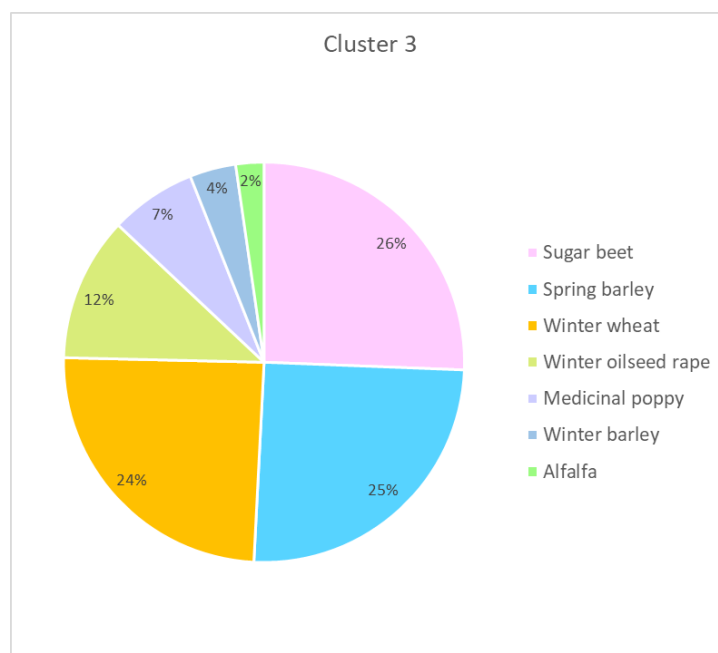
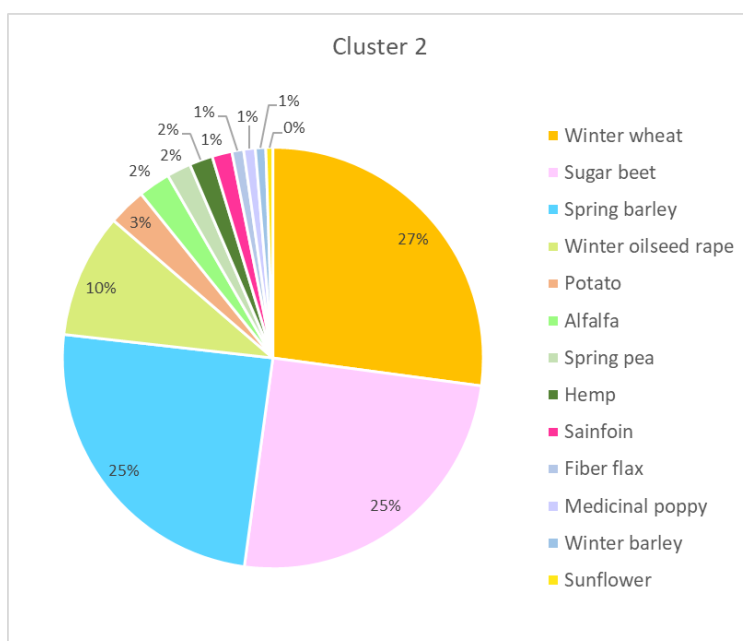
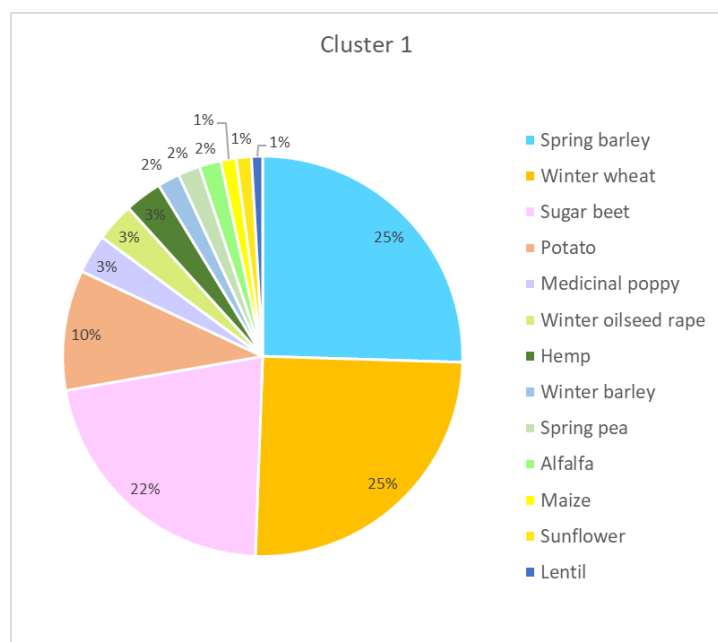


Appendix E.6: Boxplot of several indicators: a) Total of treatment frequency index, b) Losses of nitrate, c) Contamination risk of ground water by pesticides, d) Contamination risk of air by pesticides, e) Gross margin, f) Energy production and g) Working time for wheat crops of the campaign 2018, 2019 and 2020.



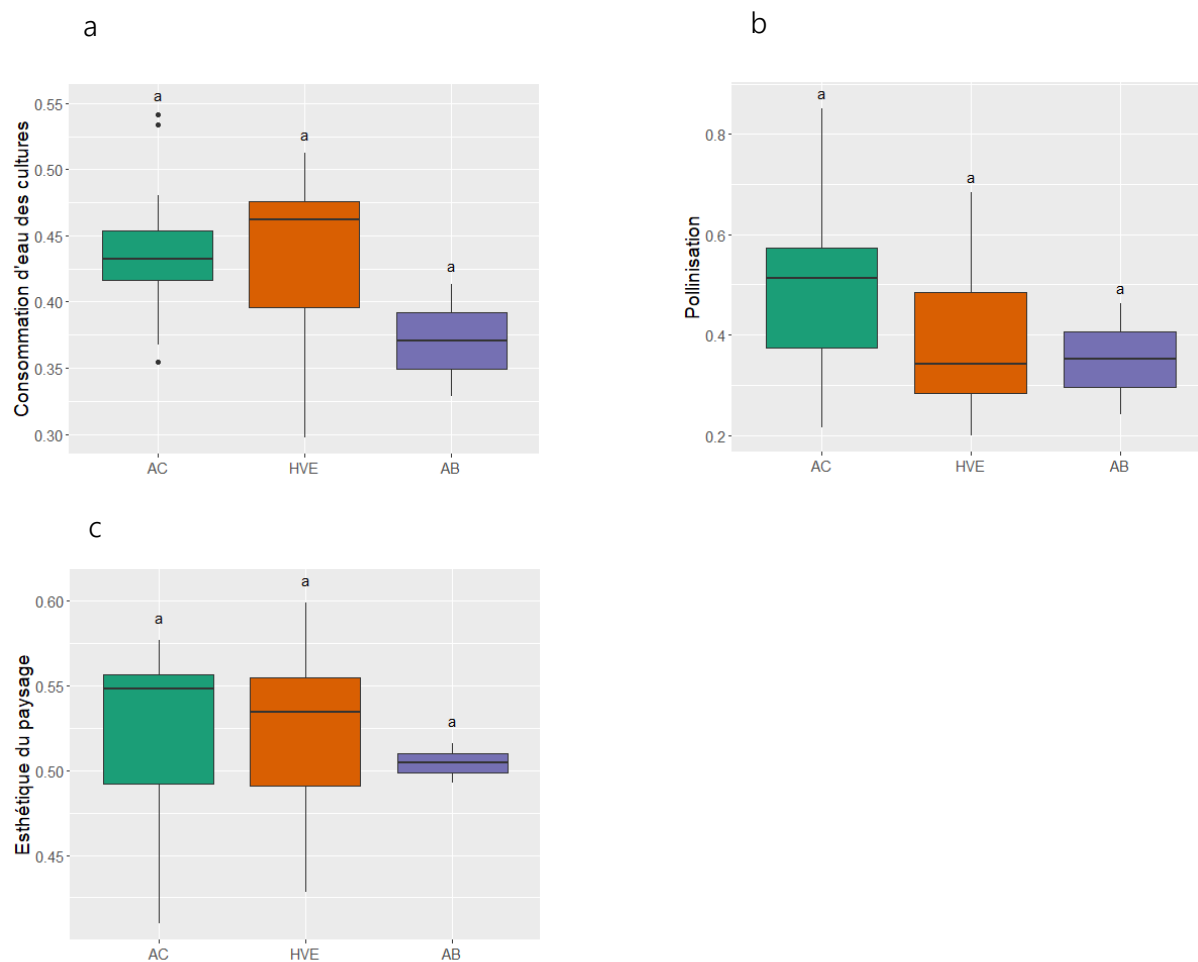


Appendix E.7: Pie charts of the crop distribution of the five clusters from the hierarchical classification.

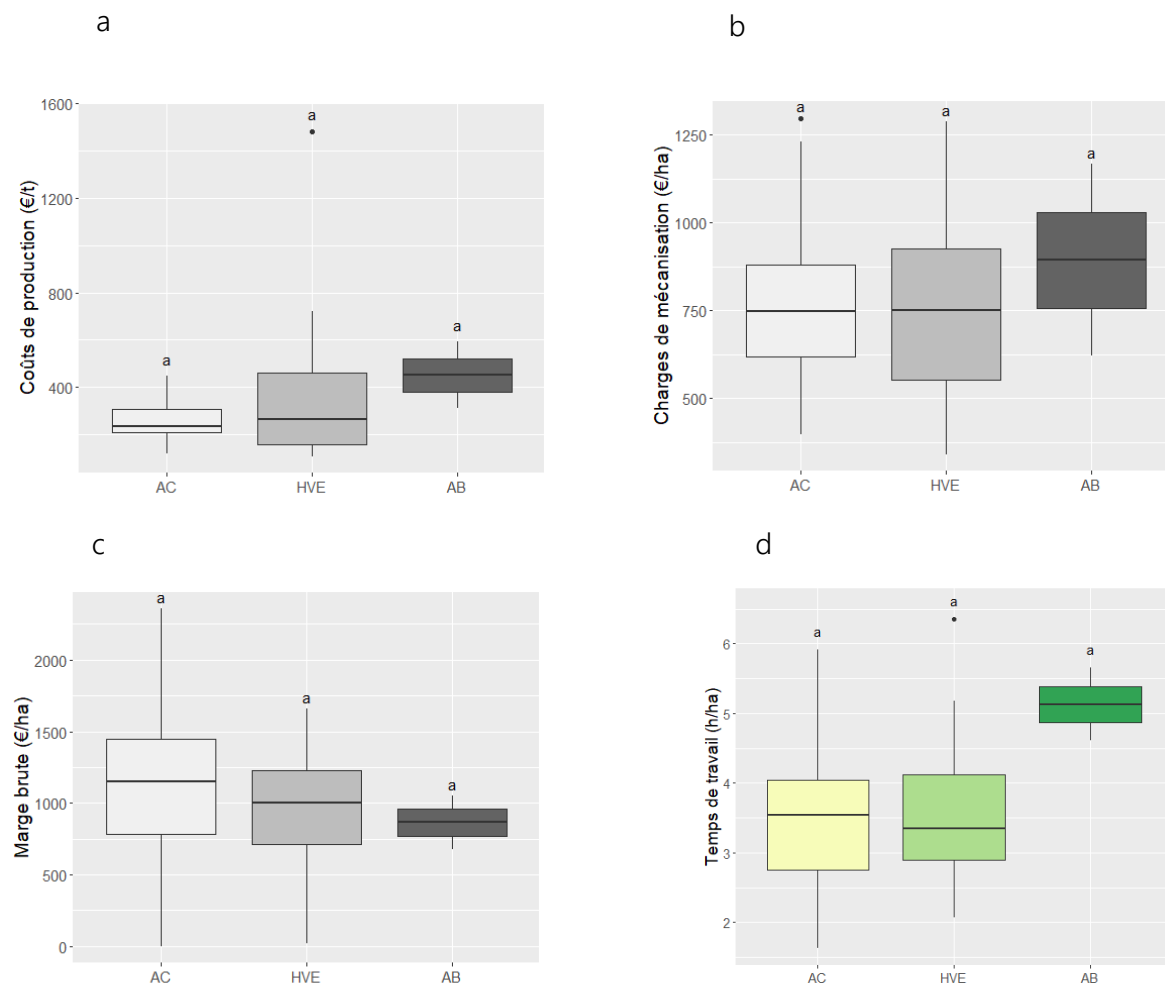


Annexe F : Matériel supplémentaire du chapitre 3 (Partie B)

Annexe F.1 : Boîtes à moustache des indicateurs de services écosystémiques liés à la rotation pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) Consommation d'eau des cultures, b) Pollinisation et d) Esthétique du paysage (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.



Annexe F.2 : Boîtes à moustache des indicateurs socio-économiques pour les 3 groupes d'exploitations agricoles : a) Coûts de production, b) Charges de mécanisation, c) Marge brute et d) Temps de travail (AC : n=14, HVE : n=17, AB : n=2). Les lettres au-dessus des boîtes à moustache indiquent la significativité des comparaisons réalisées par le test de Tukey.



RÉSUMÉ

L'agriculture a été profondément transformée en France après la seconde guerre mondiale afin de retrouver une souveraineté alimentaire. L'intensification de l'agriculture via l'utilisation de produits de synthèse et de machines a eu des répercussions sur les écosystèmes, la santé des Hommes ainsi que sur l'économie. Afin de mieux comprendre comment limiter les impacts négatifs de l'agriculture, des méthodes utilisant des indicateurs ont été développées pour évaluer la durabilité des exploitations agricoles. En parallèle, de nombreux travaux sur les services écosystémiques sont apparus afin de savoir comment l'agriculture peut s'appuyer sur les processus biologiques des écosystèmes agricoles afin de réaliser sa transition écologique. Cette thèse a pour but d'apporter des connaissances sur l'évaluation conjointe des impacts environnementaux et des services écosystémiques en développant une nouvelle méthode d'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles.

En premier lieu, un état de l'art de la littérature a été réalisé sur 262 méthodes d'évaluation de la durabilité environnementale en milieu agricole et des thèmes traités par ces méthodes. Cette synthèse a mis en évidence que très peu de méthodes organisent leurs indicateurs dans un cadre conceptuel. De plus, les indicateurs dits prédictifs sont peu utilisés et les indicateurs de services écosystémiques sont rarement intégrés dans ces méthodes.

Un cadre conceptuel a ensuite été développé pour la nouvelle méthode d'évaluation de la durabilité des exploitations agricoles en se basant sur le cadre conceptuel de la méthode MASC 2.0 et sur l'étude EFESE pour l'intégration du concept d'avantage pour l'agriculteur et des services écosystémiques. Ce cadre conceptuel est composé de 22 thèmes dont 7 avantages, 15 impacts environnementaux et chaque thème est caractérisé par des facteurs directs ou indirects. Un cadre analytique pour l'évaluation conjointe des impacts environnementaux et des services écosystémiques a aussi été proposé. Enfin, pour mettre en œuvre le cadre conceptuel, plusieurs indicateurs innovants d'impacts environnementaux et de services écosystémiques ont été conçus.

Pour finir, cette nouvelle méthode a été appliquée sur un cas d'étude de 33 exploitations en grandes cultures dans la Champagne crayeuse. L'évaluation conjointe des impacts environnementaux et des services écosystémiques a permis d'aller plus loin dans la caractérisation des exploitations que la simple opposition agriculture conventionnelle *versus* agriculture biologique. En effet, une exploitation a des niveaux de SE potentiels intéressants et de faibles impacts environnementaux, tout en étant performante économiquement. Afin d'évaluer pleinement la durabilité des exploitations agricoles, le travail entrepris durant cette thèse doit être étendu en développant davantage les volets économique et social et en intégrant des aspects dynamiques. De même les résultats sont à confirmer dans d'autres contextes pédoclimatiques.

ABSTRACT

The agriculture was profoundly transformed in France after the Second World War in order to recover food sovereignty. The intensification of agriculture through the use of synthetic products and machinery has had repercussions on ecosystems, human health and the economy. In order to better identify ways to limit the negative impacts of agriculture, methods using indicators have been developed to assess the sustainability of farms. In parallel, a lot of work on ecosystem services has emerged to find out how agriculture can rely on the biological processes of agricultural ecosystems to achieve its ecological transition. This thesis aims to provide knowledge on the joint assessment of environmental impacts and ecosystem services by developing a new method for assessing the sustainability of agricultural systems.

Firstly, a state of the art of the literature was carried out on 262 methods of environmental sustainability assessment in agriculture and the themes covered by these methods. This synthesis revealed that very few methods organise their indicators in a conceptual framework. Furthermore, so-called predictive indicators are little used and ecosystem service indicators are rarely integrated into these methods.

A conceptual framework was then developed for the new sustainability assessment method of agricultural systems, based on the conceptual framework of the MASC 2.0 method and on the EFESE study for the integration of the concept of farmer's benefit and ecosystem services. This conceptual framework is composed of 22 themes including 7 benefits, 15 environmental impacts, and each theme is characterised by direct or indirect factors. An analytical framework for the joint assessment of environmental impacts and ecosystem services was also proposed. Finally, to implement the conceptual framework, several innovative indicators of environmental impacts and ecosystem services were designed.

Lastly, this new method was applied to a case study of 33 arable farms in the Champagne crayeuse (France). The joint assessment of environmental impacts and ecosystem services made it possible to go further in the characterisation of farms than the simple opposition between conventional and organic farming. Indeed, one farm has interesting potential ES levels and low environmental impacts, while being economically efficient. In order to fully assess the sustainability of farms, the work undertaken during this thesis needs to be extended by further developing the economic and social aspects and by integrating dynamic aspects. Similarly, the results need to be confirmed in other pedoclimatic contexts.